

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

OSWALDO PAIVA ALMEIDA FILHO

**VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA DO LODO ALGÁCEO GERADO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**VITÓRIA
2016**

VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA DO LODO ALGÁCEO GERADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini

Co-orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

Co-orientador: Prof. Dr. Márcio Ferreira Martins

VITÓRIA

2016

F866d AlmeidaFilho, Oswaldo Paiva

Valorização energética do lodo algáceo gerado no tratamento de esgoto sanitário / Oswaldo Paiva Almeida Filho – 2016.

110f.

Orientador: Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini

Co-Orientadores: Prof. Dr. Ricando Franci e Prof. Dr. Márcio Ferreira
Martins

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro
Tecnológico.

1. Remoção e coleta do lodo algáceo. 2. Lodo algáceo: biocombustível para gaseificação. 3. Potencial energético do lodo algáceo em lagoa facultativa. I. Cassini, Sérvio Túlio Alves, II Gonçalves, Ricardo Franci, III Martins, Márcio Ferreira, IV Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. V. Título

OSWALDO PAIVA ALMEIDA FILHO

**VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA DO LODO ALGÁCEO GERADO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental na área de concentração Saneamento Ambiental.

Vitória, ES de novembro de 2016.

Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini
Orientador:

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Coorientador

Prof. Dr. Márcio Ferreira Martins – UFES
Coorientador:
:

Prof. Dr. Marco Antônio Almeida de Souza – UNB
Avaliador Externo

Dr. Antônio Geraldo de Paula Oliveira - CGEE
Avaliador Externo

Profa. Dra. Edumar Ramos Cabral Coelho – UFES
Avaliadora Interna

Profa. Dra. Raquel Borges– IFES
Avaliadora Interna

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Oswaldo e Eurydice, *in memoriam*.

**À Inah Mara, esposa, e Bruno, Marina e Celina, filhos, pelo apoio, incentivo e
acreditarem nesse propósito.**

AGRADECIMENTO

- Ao Professor Dr. Sérgio Tulio Alves Cassini pelo convite para desenvolver sob sua orientação o tema da pesquisa;
- Aos Professores Drs. Ricardo Franci Gonçalves e Márcio Ferreira Martins pela atenção concedida durante as diversas etapas dessa pesquisa;
- Ao Dr.. Marco Antônio Almeida de Souza e Dr. Antônio Geraldo de Paula Oliveira pelo aceite de compor a banca examinadora e as colaborações para o trabalho final;
- A Profas. Dra. Edumar Ramos Cabral Coelho e Dra. Raquel Borges pela análise e recomendação do documento final;
- A PRPPG UFES por disponibilizar recursos para aquisição de equipamento;
- Ao PPGEA Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFES pela gestão do Programa;
- A Direção do Centro Tecnológico da UFES pelo apoio e recursos para o desenvolvimento da pesquisa.
- Ao Prof. Dr. Elias Antônio Dalvi, amigo e companheiro do Doutorado.
- As empresas que apoiaram a pesquisa:
 - CESAN Companhia Espírito Santense de Saneamento
 - CAESB Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal.
 - VALE do Rio Doce
 - FEST Fundação Espírito-santense de Tecnologia
 - Serra Ambiental
 - Sun Coke
- Aos laboratórios que permitiram o uso para a pesquisa:
 - LABÁGUAS Laboratório das Águas, DQUI/LABPETRO – CCE
 - LABESPAT – Laboratório de Espectrometria Atômica, DQUI/LABPETRO - CCE
 - LABINTR. Laboratório de Instrumentação, DQUI/LABPETRO – CCE
 - LABMATCARB Laboratório de Materiais Carbonosos, DFIS – CCE
 - LABPLASTER Laboratório de Plasma Térmico, DFIS – CCE
 - LABQUI Laboratório de Química, SUN COKE;

- LABHIDRAÚLICA Laboratório de Hidráulica, DEA - CT
 - LABSAN Laboratório de Saneamento Ambiental, DEA – CT
 - LABTECMEC Laboratório de Tecnologia Mecânica, DEM – CT
 - LEMAC Laboratório de Ensaaios em Material de Construção, DEC – CT
 - LCC Laboratório de Combustão e Combustíveis, DEM – CT
 - LCSM Laboratório de Caracterização de Superfícies e Materiais, DEM – CT
 - Marcenaria – CT
 - Núcleo das Águas, DEA – CT
-
- Aos amigos e companheiros que me apoiaram e incentivaram:
 Alfredo Cunha, (DFis); Aline Dassoler, (DEA); Antônio Augusto Marind, (DQui);
 Antônio Bento, (DEM); Antônio Carlos de Souza, (DEA); Antônio Frasson, (DEE);
 Antônio Loriato, (DEC); Bruno Margotto, (DEM); Carlos Eduardo Pereira, (Caesb);
 Christiano Oliveira, (DEA); Cristiano Espíndola, (CT); Cristina Curti, (DEA); Daniel
 Rig, (DEA); Edvaldo Chaves, (Sun Coke); Emanuel Muri, (DQui); Eustáquio
 Chaves, (DQui); Geilma Vieira, (DEC); Geraldo Sisquini, (DEM); Gisele Lamberti,
 (DEA); Gustavo Ferreira, (DEA); Gustavo Gonçalves, (DQui); Helenice Torres,
 (DEA); Iury Pessoa, (DEM); Jhonnilo Soares, (DEM); João Luiz Donatelli, (DEM);
 José Joaquim Santos, (DEM); Juan Romero, (DEM); Larissa Roldi, (DEA); Lucas
 Bonine, (DEA); Lucas Campos, (DEM); Luciana Canuto, (Cesan); Ludimila
 Azevedo, (DEA); Manoel Gregório, (DEM); Márcio Loss, (DEC); Marcos Lavagnoli,
 (DEA); Mauro Felizatto, (Caesb); Maxwell Klein, (DEC); Miguel Schettino, (DFis);
 Milton Rangel, (DEM); Nadir Salvador, (DTI); Olímpio Luiz, (DEM); Paulo Cesar
 Rosa, (DEA); Paulo Wagner, (DEA); Priscila Pires, (Cesan); Pricila Belisário
 (DEA); Reginaldo Marchiori, (CT); Renata Araújo Guimarães, (Serra Amb.);
 Rodrigo Barcellos, (DEA); Rodrigo Oss, (DEA); Rodrigo Pratte, (DEA); Roger
 Dalvi (DEM); Rogério Ramos, (DEM); Renan Barrada, (DQui); Sara Francisco,
 (DEA); Temistocles Luz, (DEM); Yohana Gomes, (DEA); Yukio Nishida, (DEM).

.

Esquecemo-nos de que somos terra!
O nosso corpo é constituído pelos elementos do planeta: o
seu ar nos permite respirar e a sua água nos vivifica e nos
restaura,
(Papa Franciscus, 2015).

RESUMO

Sabe-se que de efluentes das águas residuais das lagoas facultativas contém material orgânico e mineral que geram problema ambiental. A volatilização de nitrogênio pode causar a poluição do ar e o fósforo permeia os sólidos prejudicando as águas subterrâneas. Aplicando a floculação e decantação foram obtido produtividade máxima de $0,363 \pm 0,014 \text{ mg.L}^{-1}$ em bancada e de $277,4 \text{ mg.L}^{-1}$ *in situ*. É possível ter sobrenadante com menores valores da CLA, PT e NTK em 85 %, 60 % e -6 % respectivamente em relação às águas residuais da lagoa. Foram estudadas e recomendadas as condições de secagem e de armazenamento do lodo algáceo. O lodo algáceo apresenta forte cheiro, cor marrom avermelhada e grãos verdes escuros, com forma irregular e quinas arredondadas. Foi classificado como não perigoso, não inerte e sem toxicidade aguda O valor do PCS é de $21,29 \pm 0,96 \text{ kJ.kg}^{-1}$, superior ao das árvores renováveis, Entre 150 e 425 °C acontece a primeira oxidação à baixa temperatura e o carbono fixo formado é possivelmente oxidado entre 425 a 770 °C. Os gases gerados têm a presença de 30 % de O₂, 28,4 % de CO₂ e 36,62 % de H₂ e CO com 443 ppm. Para gaseificar o lodo algáceo é recomendado utilizá-lo em forma de briquete. Foi realizado estudo baseado na energia de retorno sobre o investimento, índice EROI, para quatro modelos avaliando as influências da adição do CO₂ na LAT, do lodo algáceo participando da geração de energia no UASB e da gaseificação dos lodos descartados. A adição do CO₂ na LAT significa um aumento de 10 % no EROI. O lodo algáceo contribui com o acréscimo de 39,89 % na geração da energia e de 50,12 % na utilização para a geração no UASB. Os valores de EROI obtido para a gaseificação para os modelos 3 e 4 foram de 1,78 e 1,39, significando que grande parte da energia produzida é consumida pela geração. Esse valor resulta em baixos valores de EROI de sistemas com gaseificação, mas que se justificam pela mitigação ambiental. É recomendado avaliar a gaseificação compartilhada e externa aos sistemas de tratamento de esgoto.

Palavras chave: Lodo algáceo, remoção e coleta, gaseificação, EROI

ABSTRACT

It is known that the wastewater effluent from the facultative pond containing organic and mineral materials that generate environmental problem. The nitrogen volatilization can cause air pollution and phosphorus permeates the solid harming groundwater. Applying flocculation and sedimentation were obtained maximum throughput of 0.363 ± 0.014 mg l⁻¹ in bench and 277.4 mg L⁻¹ in situ. It is possible to supernatant with lower values of CLA, NTK PT and 85%, 60% and 6% respectively in relation to wastewater pond. We studied and recommended drying conditions and storage algal slime. The algal sludge has a strong odor, reddish brown and dark green beans, with irregular edges and rounded shape. It has been classified as non-hazardous, non-inert and no acute toxicity The value of PCS is 21.29 ± 0.96 kJ.kg⁻¹, higher than the renewable trees, between 150 and 425 ° C takes place the first oxidation at low temperature and the fixed carbon formed is possibly oxidized between 425-770 ° C. The generated gases have the presence of 30% O₂, 28.4% CO₂ and 36,62% of H₂ and CO with 443 ppm. For aerating the algal sludge is recommended use it in the form of briquettes. Study was conducted based on the energy return on investment, EROI index to four models evaluating the influence of the addition of CO₂ in the LAT, the algal sludge participating in power generation in UASB and gasification of discarded sludge. The addition of CO₂ in the LAT an increase of 10% in the EROI. The algal sludge contributes to the 39.89% increase in energy generation and 50.12% in use for generating the UASB. The EROI values obtained for the gasification to the models 3 and 4 were 1.78 and 1.39, meaning that much of the energy produced is consumed by generation. This value results in low EROI values systems with gasification, but which are justified for environmental mitigation. It is recommended to evaluate joint and external gasification to sewage treatment systems.

Keywords: Sludge algae, removal and collection, gasification, EROEI

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Processos para a remoção e coleta do lodo algáceo com opções de métodos.	22
Figura 2: Estações de trabalho (500L, 1.000 L e 2.000 L.....	28
Figura 3: Dispositivo de escoamento de lagoa.....	28
Figura 4: Processo de gaseificação e zonas no reator.....	46
Figura 5: Arranjos: (a) contracorrente, (b) concorrente.	46
Figura 6: Transferência de calor e massa e interação entre as fases	47
Figura 7: Efeito da taxa de fornecimento de ar na combustão em leito fixo	48
Figura 8: Lodo algáceo – microscopia ótica.	49
Figura 9: Resíduos do lodo algáceo após pirólise e oxidação à 550 °C, microscopia ótica.	49
Figura 10: Resíduos do lodo algáceo após pirólise à 1.000 °C, microscopia ótica.	50
Figura 11: Análise imediata: à 550 °C, sem descarbonetação.	53
Figura 12: Análise imediata: à 1.000 °C.	53
Figura 13: Análise termogravimétrica do lodo algáceo. Erro! Indicador não definido.	
Figura 14: Sistemas de tratamento de esgoto – modelos para estudo.....	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVEATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AL ₂ O ₃	Alumina
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
C	Carbono
Ca	Cálcio
CaCO ₃	Carbonato de cálcio, pedra calcária.
CaO	Monóxido do carbono
Cf	Carbono fixo
CH ₄	Metano
Cl	Cloro
CO	Monóxido de carbono, cal
CO ₂	Dióxido de carbono, gás carbônico,
CO ₃ ⁻²	Amônia, gás amônia, amoníaco.
C/N	Relação entre carbono e nitrogênio
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
Cz	Cinzas
DIE	Disponibilidade energética
d	Dia
DQO ₅	Demanda química de oxigênio em 5 dias
DGA	Derivada da termogravimétrica
DQO _{CH₄}	Demanda química de oxigênio removida no reator e convertida em metano
DQOf	Demanda Química de oxigênio filtrado
DQOnf	Demanda Química de oxigênio não filtrado
E.Coli	<i>Escherichia Coli</i>
E _{lodo algáceo coletado}	Eficiência do lodo algáceo coletado
E _{plodoalgáceo}	Eficiência da produção do lodo algáceo coletado
E _{RDQO}	Eficiência da remoção da DQO
E _{RN}	Eficiência da remoção do nitrogênio

E_{RP}	Eficiência da remoção do fósforo
EROI	<i>Energy Return On Investment</i> ,
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
g	Grama
GDP	<i>Gross Domestic Product</i>
GEE	Gás do efeito estufa
h	Hora
ha	Hectare
H ₂	Hidrogênio molecular; gás hidrogênio.
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
Hg	Mercúrio
INCAPER	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
I_o	Radiação solar média anual no Brasil
K	Potássio
K	DQO correspondente a um mol de CH ₄ (64g DQO/mol)
K(t)	Fator de correção para a temperatura operacional do reator
L	Litro
LodoAlg _{SSF}	Lodo algáceo total em termos de sólidos suspensos fixos
LodoAlg _{SST}	Lodo algáceo em termos de sólidos suspensos totais
LodoAlg _{SSV}	Lodo algáceo em termos de sólidos suspensos voláteis
MO	Matéria orgânica
MV	Matéria volátil
$\eta_{\text{máx}}$	Eficiência máxima de conversão fotossintética da luz
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio gasoso
N ₂ O	Óxido nitroso
NBR	Normas Brasileiras
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
N ₂ O	Óxido nitroso
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂ ⁻	Nitrito, dióxido de nitrogênio.

NO_3^-	Nitrato
NOx	Número de oxidação.
N_T	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio <i>Kjeldahl</i>
O	Oxigênio
O_2	Oxigênio molecular
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OD	Oxigênio dissolvido
ORP	Potencial redox
p	Pressão atmosférica
pH	Potencial hidrogeniônico
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PCI	Poder calorífico inferior
PCS	Poder calorífico superior
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PT	Fósforo total
Q	Vazão
$Q_{\text{Biogás}}$	Produção per capita do biogás
S	Enxofre
SDS	Sólidos dissolvidos suspensos
SSF	Sólidos suspensos fixos
Si	Silício
SNG	<i>Syntetic natural gas</i>
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
T	Temperatura
TRH	Tempo de retenção hidráulica
TU	Turbidez
U	Umidade
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>

SUMÁRIO

1	REMOÇÃO E COLETA DO LODO ALGÁCEO	16
1.1	INTRODUÇÃO	16
1.1.1	Motivação	17
1.1.2	Objetivos	19
1.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
1.2.1	Classificação de corpos d'água	20
1.2.2	Tecnologias para remoção e coleta do lodo algáceo	20
1.2.2.1	Filtragem do lodo algáceo	22
1.2.2.2	Espessamento do lodo algáceo	22
1.2.2.3	Desaguamento do lodo algáceo	24
1.2.3	Produtividade do lodo algáceo	26
1.3	MATERIAIS E MÉTODOS	27
1.3.1	Seleção e priorização das lagoas para ensaios	27
1.3.2	Monitoramento da lagoa da ETE Barcelona	27
1.3.3	Remoção e coleta do lodo algáceo: seleção do método	27
1.3.4	Produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo	28
1.3.5	Secagem e armazenamento do lodo algáceo	28
1.4	RESULTADOS	29
1.4.1	Lagoa para estudo	29
1.4.2	Monitoramento da lagoa da ETE Barcelona	29
1.4.3	Remoção e coleta do lodo algáceo: opção do método	30
1.4.4	Produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo	31
1.4.5	Secagem e armazenamento do lodo algáceo	32
1.5	CONCLUSÃO	33
2	LODO ALGÁCEO: BIOCOMBUSTÍVEIS PARA GASEIFICAÇÃO E GERAÇÃO DE ENERGIA	34
2.1	INTRODUÇÃO	34
2.1.1	Motivação	34
2.1.2	Objetivos	35
2.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	36

2.2.1 Conversão do lodo algáceo em biocombustíveis	36
2.2.2 Potencial energético das biomassas que contêm algas.....	38
2.2.3 Propriedades do lodo algáceo	40
2.2.4 Caracterização das biomassas e do lodo algáceo	41
2.2.5 Método para a conversão termoquímica do lodo algáceo.....	42
2.2.5.1 Gaseificação das biomassas e do lodo algáceo.....	43
2.2.5.2 Influência da umidade nas biomassas e no lodo algáceo	44
2.2.5.3 Propagação da frente de combustão	44
2.2.5.4 Configurações contracorrente e concorrente	45
2.2.5.5 Fenômenos de transporte em um meio poroso	46
2.2.5.6 Estrutura termoquímica da frente de combustão.....	47
2.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
2.3.1 Materiais.....	48
2.3.2 Metodologia	50
2.3.2.1 Análise termogravimétrica	50
2.3.2.2 Densidade (massa específica)	50
2.3.2.3 Análise elementar do lodo algáceo e do resíduo.....	51
2.3.2.4 Calorimetria térmica do lodo algáceo.	51
2.3.2.5 Análise imediata do lodo algáceo.....	52
2.3.2.6 Singás: análise elementar do resíduo e poder calorífico do singás.....	54
2.4 RESULTADOS	55
2.4.1 Análise termogravimétrica	55
2.4.2 Densidade do lodo algáceo	57
2.4.3 Análise elementar do lodo algáceo e do resíduo.	57
2.4.4 Calorimetria térmica do lodo algáceo e resíduo.....	58
2.4.5 Análise imediata do lodo algáceo.....	59
2.4.6 Análise elementar dos resíduos e poder calorífico do singás	59
2.5 CONCLUSÃO.....	59
 3 POTENCIAL ENERGÉTICO DO LODO ALGÁCEO EM LAGOA	
FACULTATIVA	61
3.1 INTRODUÇÃO	61
3.1.1 Motivação.....	61

3.1.2 Objetivos	62
3.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	62
3.2.1 Tratamento de esgoto sanitário	62
3.2.2 UASB <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>	63
3.2.3 Adição de CO₂ em lagoas de alta taxa	64
3.2.4 Pós-tratamento de efluente anaeróbio	65
3.2.5 Tratamento terciário de águas residuais.....	66
3.2.6 Balanço massa e energia.....	66
3.2.7 Produção do biogás	67
3.2.8 Geração da energia	69
3.2.9 Geração de energia a partir do lodo algáceo	70
3.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	72
3.3.1 Materiais.....	73
3.3.2 Método.....	75
3.3.2.1 Dados de entrada	75
3.3.2.2 Dados referenciais para os cálculos.....	76
3.3.2.3 Cálculos operacionais	76
3.3.2.4 Balanço de massa no UASB	77
3.3.2.5 Balanço de massa na LAT	77
3.3.2.6 Energética gerada no sistema.....	77
3.3.2.7 Energia gerada no sistema e a utilizada para a geração.....	78
3.3.3 Energia de Retorno sobre o Investimento, EROI.....	78
3.4 RESULTADOS	78
3.4.1 Balanço de massa do reator UASB	78
3.4.2 Balanço de massa na LAT	79
3.4.3 Geração de energia no sistema	79
3.4.4 Uso de energia no sistema	79
3.4.5 Energia de Retorno sobre o Investimento – EROI.....	80
3.5 CONCLUSÃO.....	81
4 REFERÊNCIAS.....	82
5 APÊNDICE	101

1 REMOÇÃO E COLETA DO LODO ALGÁCEO

1.1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto por lagoas facultativas é uma das escolhas para o tratamento de águas residuais devido à simplicidade de concepção, a boa rentabilidade, construção e operação, a poucos requisitos da manutenção e de energia, alta eficiência operacional, ser facilmente adaptável e extensivamente utilizada por cidades de pequeno e médio porte, (Reis, 1999) e (Eddy, 1991) *apud* (Felizatto, 2000) e (Lardon L., 2009). As lagoas são adequadas aos países tropicais e subtropicais pela intensidade da luz solar e da temperatura adequada, fatores essenciais para o desenvolvimento de micro-organismos. A vida em uma lagoa é formada por microscópicas plantas e animais que coexistem e dependem um do outro. As bactérias aeróbias precisam de oxigênio para se manter vivas. A demanda do oxigênio aumenta com o aumento da quantidade de bactérias e algas, aumentando a oferta de alimento, com a DBO.

As algas das lagoas contêm clorofila que converte a luz solar em energia para o seu crescimento, através da fotossíntese, agem como uma fábrica de células utilizando a energia solar, (Chisti, 2007), converte o CO₂ em O₂, sequestrando o CO₂ atmosférico, (Zhu *et al.*, 2014); (Suali e Sarbatly, 2012), capturam nutrientes a partir do ambiente, (Ramachandra, 2013); (Packer, 2009) tem taxa de crescimento 50 vezes mais elevada do que as plantas terrestres, (Sheehan J, 1998) *apud* (Suali e Sarbatly, 2012); (Dismukes *et al.*, 2008) e maior eficiência fotossintética, (Ge e Champagne, 2016). Requisitos básicos para o crescimento das algas são os nutrientes, carbono, nitrogênio e fósforo, em ambientes com temperaturas amenas. As algas são compostas a partir do recurso renovável do carbono neutro e das emissões resultantes da queima do combustível que estão em equilíbrio com a absorção de CO₂ pelos organismos em crescimento.

O lodo algáceo é derivado de organismos vivos biológicos e fonte de energia renovável, pois o dióxido de carbono libertado para a atmosfera é compensado pela

quantidade de carbono absorvido durante a sua vida, (Rokni, 2015). As algas convertem CO₂ em energia e produzindo energia renovável, (Suali E, 2010). Essa energia renovável tem baixa disponibilidade comparada com outras de fontes de energia renováveis: hidráulica, eólica e solar. Entretanto se justifica por mitigar problemas ambientais. O que determina a rentabilidade de utilização do lodo algáceo para a geração energética é a escolha da tecnologia de cultura, (Agency, 2001).

A cultura do lodo algáceo tem sido utilizada em várias aplicações diferentes, desde a extração dos hidratos de carbono e proteínas, (Laurens, 2012), tratamento de águas residuais, (Zhou, 2013), a produção de biocombustíveis, (Brennan e Owende, 2010) e para conversões da energia solar, (Wondraczek, 2013), *apud* (Rahul, 2015). Combustíveis de lodo algáceo estão ganhando atenção especial como uma alternativa energética aos combustíveis fósseis e pela necessidade da mitigação da poluição ambiental, (Demirbas, 2011); (Show *et al.*, 2013). O lodo algáceo pode ser convertido, é portador de energia mais valiosa, quer através de processos de conversão bioquímica ou termoquímicos, (López-González *et al.*, 2014).

1.1.1 Motivação

O lodo algáceo se caracteriza por ter na sua composição algas e cianobactérias e por utilizarem matérias residuais, As algas têm com base organismos microscópicas que vivem em águas residuais, crescem em sistemas hidropônicos e não precisam do solo e da terra. Prosperam em águas residuais de esgoto, consequentemente não precisam utilizar os escassos recursos de água doce, (Wang, 2008). O lodo algáceo apresenta vantagens pelas altas eficiências fotossintéticas quando comparando com as biomassas de vegetais cultivados, (Lin *et al.*, 2013); (Xu, 2006), pela capacidade de ser cultivada em meios aquáticos com diferentes condições e com altos teores de lipídios. Lodo algáceo é uma biomassa promissora por apresentar taxa de crescimento rápido, alta produtividade por área, alta eficiência na captura de CO₂ e de conversão de energia solar e nenhuma competição com as culturas de terra e a agricultura de alimentos, (Soratana, 2011); (Lopes, 2014). Além disso, se a produção do biocombustível fosse introduzida em

níveis de grande escala, as preocupações sociais, como a salvaguarda de abastecimento global de alimentos e de segurança tem de ser contabilizado. O lodo algáceo oferece o benefício da utilização de recursos não comestíveis das biomassas, (Ahmad *et all.*, 2011).

Outros fatores importantes que justificam o estudo do lodo algáceo é que as algas são compostas a partir de recurso renovável cujas emissões resultantes da queima do combustível e estão em equilíbrio com a absorção de CO₂ pelos organismos em crescimento e que quando da sua utilização para a produção de óleo por hectare apresenta resultados superiores quando comparado a outras culturas, (Grobbelaar, 1981); (Antunes, 2010). A área necessária para atendimento às culturas energéticas, é de, no máximo, $2,5 \cdot 10^6$ km² de um potencial sustentável $6,73 \cdot 10^6$ km². Com o uso da bioenergia há uma redução de 75 a 85% dos gases de estufa em comparação com o uso irrestrito de combustíveis derivados de fósseis, (Barisano *et all.*, 2016)

A presença das algas nas lagoas facultativas é um requisito para o desenvolvimento de quase todas as outras formas de vida. As algas podem dobrar sua massa várias vezes por dia. Entretanto o seu crescimento não é desejado pelo limite excedido da DBO e por ocasionar o fenômeno da floração em corpos d'água decorrente do processo da eutrofização, (Turkman, 1989); (Thomann, 1997). Os nutrientes nas águas residuais, principalmente o nitrogênio e o fósforo, geram um problema ambiental significativo: o nitrogênio na forma de amônia pode ser volatilizado e causar poluição do ar e o fósforo pode permear no solo e causar danos aos lençóis freáticos. Nitrogênio e fósforo quando em excesso nas águas residuais, podem causar a eutrofização dos mananciais, podendo danificar o ecossistema, (Cai *et all.*, 2013) *apud* (Silva, 2013). A eutrofização afeta o índice de Proteção da Vida Aquática devido a toxicidade detectada nas florações de cianobactérias ou quando da aplicação de sulfato de cobre, (Lamparelli, 2004).

O lodo algáceo pode também ser utilizado para fins de produção energética a partir de corpos naturais eutrofizados e de águas degradadas, (Kandlikar M, 2000), *apud* (Dębowski *et all.*, 2013). O lodo algáceo contém nitrogênio e fósforo e pode ser utilizado como matéria prima como biocombustível de terceira geração e na

recuperação de nitrogênio, fósforo e hidrogênio. Combustíveis obtidos a partir do lodo algáceo têm maior rendimento de produção comparado com o obtido através de outras culturas, (Wang, 2008). Com o lodo algáceo pode-se produzir óleo semelhante ao dos produtos petrolíferos disponíveis no mercado, que podem ser transformados em gasolina e diesel utilizando as refinarias existentes, (Mostert e Grobbelaar, 1987); (Oswald, 1988). Os desafios relacionados com o uso do lodo algáceo envolvem as tecnologias para a remoção e coleta nas lagoas, (Rawat *et al.*, 2011), e sua utilização como combustível na queima ou gaseificação direta. (Pittman *et al.*, 2011); (García-Quesada *et al.*, 2012); (Suali e Sarbatly, 2012); (Agrawal e Chakraborty, 2013); (Hu *et al.*, 2013); (Khoo *et al.*, 2013); (Silva, 2013). A gaseificação de o lodo algáceo é de grande interesse no contexto da geração de energia limpa e visando a melhoria da eficiência energética, (Beheshti *et al.*, 2016).

As águas residuais de atividades urbanas, agrícolas e industriais fornecem meios eficientes e sustentáveis para o seu crescimento e produção dos biocombustíveis. Entretanto, estudos consideram que, com as atuais tecnologias para a remoção e coleta do lodo algáceo para a produção de biocombustíveis, é improvável que essa rota seja economicamente viável, (Pittman *et al.*, 2011).

1.1.2 Objetivos

Objetivo geral

Aplicar método para a remoção e coleta do lodo algáceo de lagoa facultativa visando a sua execução no campo.

Objetivos específicos

- Selecionar métodos para a remoção e coleta de lodo algáceo;
- Medir a produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo;
- Avaliar os fatores que afetam a produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo;
- Avaliar as condições de secagem e armazenamento do lodo algáceo.

1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2.1 Classificação de corpos d'água

A classificação de corpos d'água em relação ao seu grau de eutrofização é definida como o processo de enriquecimento por nutrientes por um corpo por processo natural ou induzido pelo homem. Uma das principais consequências indesejáveis da eutrofização é o desenvolvimento de florações de cianobactérias, o crescimento intensivo de macrófitas e a limitação da atividade biológica, (Bicudo *et all.* 2006). O processo de eutrofização é caracterizado através da classificação em graus de trofia em níveis de estado trófico. Essa classificação tipológica confere a um corpo d'água uma categoria de estado trófico, variando do com menos eutrofizados denominado ultraoligotrófico para o em pior condição, hipereutrófico, (Lamparelli, 2004), (Esteves 1998). O estado trófico é definido como a resposta biológica dos lagos à introdução de nutrientes, (Toledo *et all.*, 1983).

1.2.2 Tecnologias para remoção e coleta do lodo algáceo

O lodo de algáceo pode ser cultivado por vários métodos, a partir soluções tecnologicamente avançadas em que o processo é monitorizado e controlado por técnicas menos previsíveis e com base em tanques abertos, (Cpcb, 2000). A remoção e coleta do lodo algáceo é um problema detectado (Kothandaraman, 2006). É essencial para diminuição das concentrações da matéria orgânica, dos sólidos em suspensão e dos nutrientes dos efluentes das lagoas facultativas para minimizar os efeitos nocivos da eutrofização.

A remoção e coleta do lodo algáceo é um processo conhecido. Com a carga superficial altamente negativa, pequeno tamanho, de 5 a 50 μm , e o comportamento da motilidade em suspensões, torna a remoção e coleta em larga escala complicada e economicamente inviável, (Rahul *et all.*, 2015), Não existe consenso definitivo sobre qual melhor método para a realização essa remoção, se por centrifugação,

microfiltração, coagulação, bi-floculação, entre outros. (Pittman *et al.*, 2011) relatam que o tratamento terciário do efluente da facultativa com a remoção e coleta do lodo algáceo e consequente remoção dos nutrientes e matéria orgânica e utilização na produção de biocombustíveis é uma solução viável tecnicamente.

A falta de sistemas eficientes de remoção e coleta do lodo algáceo é a principal razão pela qual o tratamento de águas residuais baseado em algas não é amplamente utilizado, (De-Bashan e Bashan, 2010). O pequeno tamanho e a relativa baixa densidade de células de algas num sistema típico de lagoa aberta e a necessidade de lidar com grandes volumes de águas residuais, significa que a remoção e coleta do lodo algáceo nas águas residuais é difícil e dispendiosa, (Pittman *et al.*, 2011). Há diversos métodos de coleta do lodo algáceo, tais como a centrifugação, (Shelef, 1984), sedimentação, (Shen, 2009), filtração, (Richmond, 2004), eletro-coagulação-floculação, (Vandamme, 2011), que exploram floculantes químicos como sais férricos ou de sais de alumínio, (Uduman, 2010), uso de materiais naturais tais como areias modificadas, quitosano, amido catiônico, etc. (Li, 2013); (Rehman, 2013); (Vandamme, 2010) *apud* (Rahul *et al.*, 2015). Um caminho promissor para tornar lodo algáceo à produção de biocombustível e mais rentável é integrar o tratamento de águas residuais com o de remoção e coleta do lodo algáceo, (Clarens, 2010) *apud* (Abou-Shanab *et al.*, 2013).

Sistemas de tratamento de esgoto baseados em algas podem reduzir significativamente a matéria orgânica e os nutrientes nos efluentes das águas residuais com menor custo de energia, (Abou-Shanab *et al.*, 2013). As culturas das algas oferecem uma solução eficaz para os tratamentos terciários e quaternários de águas residuais devido à capacidade das algas para usar nitrogênio e fósforo inorgânico para o seu crescimento, (Oswald, 1988); (Rawat *et al.*, 2011). A **Figura 1** apresenta as etapas dos processos para a obtenção do lodo algáceo, a partir da remoção e coleta dos SDS nas águas residuais e respectivas opções de métodos por etapa, conforme (Show *et al.*, 2013).

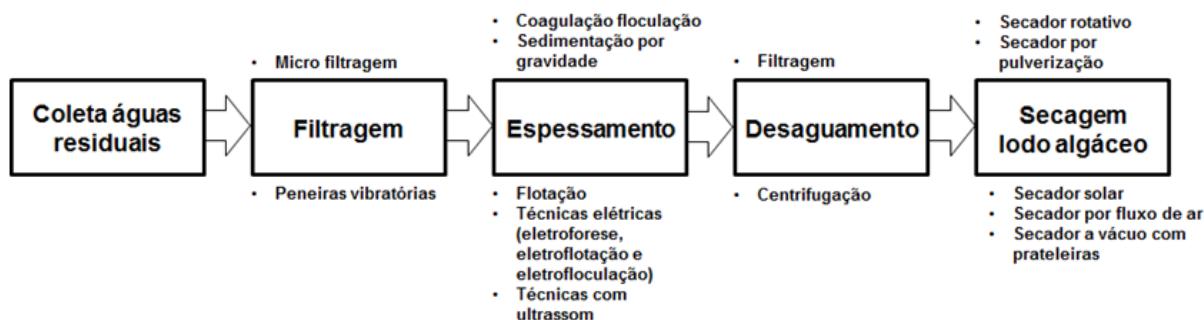


Figura 1: Processos para a remoção e coleta do lodo algáceo com opções de métodos.

Fonte: Adaptado de (Show *et al.*, 2013).

1.2.2.1 Filtragem do lodo algáceo

A filtragem é uma das primeiras opções utilizada nas plantas de tratamento de águas residuais para a separação dos sólidos dissolvidos suspensos. A eficiência da remoção e coleta do lodo algáceo depende do tamanho da abertura da tela e respectivo espaçamento, e do tamanho dos sólidos. Existe a opção com microfiltros que resulta em lodo algáceo úmido, necessitando de secagem adicional e caracteriza-se pela baixa produtividade e peneiras vibratórias que alcança alta eficiência (95%) na remoção e coleta do lodo algáceo em até $20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, em que a amostra continha de 8 a 10% ao teor de sólidos, (Show *et al.*, 2013). Processos sofisticados como o de filtração com membrana apresentam problemas na incrustação nas membranas que influenciam na produtividade do lodo algáceo, (Castinn, J. B., 2010).

1.2.2.2 Espessamento do lodo algáceo

Espessamento é o processo que visa aumentar a concentração do lodo algáceo, proporcionar a redução de volume com aumento da concentração de sólidos suspensos e resultar em redução de custo no tratamento à jusante. Os métodos utilizados são coagulação/floculação, sedimentação por gravidade, flotação, técnicas com ultrassom, bem como técnicas elétricas por eletroforese, eletroflotação e eletrofloculação, (Show *et al.*, 2013). Os métodos de remoção e coleta mais usados são filtragem seguida por coagulação, floculação ou flotação e sedimentação. As

técnicas de remoção e coleta como eletroforese, eletroflotação e ultrassons são menos usadas, (Chen *et all.*, 2011).

Um exemplo bastante utilizado na remoção dos sólidos suspensos é a coagulação/floculação que é baseado no processo de agregar as células dos sólidos e aumentar o tamanho das “partículas”. O objetivo da coagulação é elevar a velocidade de sedimentação dos aglomerados de partículas que se formam após a adição do coagulante. As células das algas possuem densidade similar a da água e velocidade de sedimentação baixa, de 10^{-6} m.s⁻¹, (Granados *et all.*, 2012). O lodo algáceo é removido por floculação e coletada por sedimentação e centrifugação ou por gravidade, ou por meio de filtração. Para que a produção de biocombustíveis com algas seja economicamente viável e sustentável é necessário desenvolver método para remoção e coleta do lodo algáceo, (Pittman *et all.*, 2011).

Métodos combinados para a remoção e coleta do lodo algáceo também são recomendados por pesquisadores: a carga negativa do lodo algáceo pode ser neutralizada ou reduzida pela adição de floculantes como cátions multivalentes ou polímeros sintéticos catiônicos, (Wessler, 2003); (Granados *et all.*, 2012) *apud* (Silva, 2013); (Henderson, 2008), ou pelos sais atóxicos, de baixo custo, em baixas concentrações e com alta eficiência, (Molina Grima *et all.*, 2003) *apud* (Silva, 2013). A coagulação seguida da floculação e sedimentação das algas é confiável e econômica com o uso de coagulante, (Ferrari, 2004). Experimento laboratorial para a remoção e coleta do lodo algáceo, resultou em efluente que atende aos limites da DQO, DBO, SDT e PT. Os melhores resultados ocorreram com uso de 60 mg.L⁻¹ de cloreto férrico com polímero aniônico, gerando remoção de 85 % de SST, 91 % de DQO, de 89 % de DBO5 e 88 % de PT. Com a aplicação de 40 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, com 9 mg.L⁻¹, que resultou na remoção de 91 % de SST, 92 % de DQO, de 91 % de DBO5 e 95 % de PT, (Ferrari, 2004). Processos físico-químicos com a adição de sais metálicos para a coagulação são um dos poucos processos capazes de permitir o efetivo controle dos teores de fósforo no efluente, (Oliveira, 1999). Friedman utilizou cal como coagulante obtendo eficiência de 80 a 90 % de SDT, (Friedman, 1977). Rocha utilizou coagulante à base de alumínio (cloreto polialumínio) e obteve efluente final de melhor qualidade (remoção de 86 %) do que

com o uso de coagulantes férricos, (Rocha, 2000). Silva utilizou sulfato de alumínio para polimento de lagoa facultativa em laboratório e obteve a eficiência para clorofila α e ortofosfato de 94 % e 97 % respectivamente, (Silva, 2013). No pós-tratamento de efluente utilizando processo físico-químico resultou na remoção de 77 % da clorofila α , (Souza, 2005). Utilizando lodo algáceo e o polímero catiônico obteve a remoção de 95 % das algas, 73,86 % de SST, 76,09 % da turbidez, 63,88 % da DQOnf e 60,00 % da DBO5, (Souza, 2005). Ensaio de coagulação/floculação foram realizados utilizando os efluentes da lagoa alimentada por afluente do reator UASB, que apresentou melhor desempenho na produção de lodo algáceo, (Silva, 2013). Outra vantagem do uso do processo de coagulação/floculação é a remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo, (Chen *et al.*, 2012) *apud* (Silva, 2013).

De todos estes métodos, floculação é uma das técnicas contemporâneas mais eficazes e econômicas, disponíveis para remoção e coleta do lodo algáceo, por ser um processo que envolve a separação sólida do líquido de partículas coloidais, através da agregação. A adição de floclulantes poliméricos melhora significativamente a eficiência do processo de floculação, devido à formação de flocos, como resultado da ligação entre numerosas partículas coloidais, (Vandamme, 2013); (Singh, 2000) *apud* (Rahul *et al.*, 2015). Polímeros catiônicos são mais eficientes no caso de partículas coloidais altamente negativamente carregadas, (Singh, 2014).

1.2.2.3 Desaguamento do lodo algáceo

O desaguamento pode ser realizado pela separação do lodo algáceo, forçando-o a fluir através de meio de filtrante. A biomassa retida e concentrada é então coletada. A principal vantagem da filtragem é a capacidade de coletar o lodo algáceo que contém algas ou células de algas de baixa densidade. O principal problema com o uso de filtragem para a coleta do lodo algáceo é o entupimento e/ou a incrustação no meio pelas células depositadas e vários métodos foram concebidos para evitar isto, (Umesh, 1984); (Rossignol *et al.*, 1999); (Hung e Liu, 2006); (Danquah, 2009), (Rossi, 2005); (Rossi *et al.*, 2004); (Zhang *et al.*, 2010); (Castaing *et al.*, 2010); (Chiou *et al.*, 2010). A operação de filtragem inclui a necessidade de manutenção

contemplando frequente lavagem do meio filtrante para evitar o entupimento e/ou incrustação, (Show *et all.*, 2013).

Vários dispositivos de centrifugação foram examinados para remover e coletar lodo algáceo que contem algas (Mohn, 1978.); (Mohn, 1980.); (Moraine, 1980); (Shelef, 1980); (Shelef, 1984). Alguns foram muito eficientes no processo de separação enquanto que outros foram classificados como ineficiente. Operações em bateladas foram consideradas menos atraentes. É questionável a confiabilidade e a eficiência de alguns métodos de centrifugação para a obtenção do lodo algáceo que contem algas devido o seu alto custo operacional.

1.2.2.4. Secagem do lodo algáceo

O lodo algáceo geralmente apresenta cerca de 5 a 15 % de sólidos em seu conteúdo, sendo perecível e deve ser processado o mais rapidamente possível após a remoção e coleta. A secagem de uma substância tão delicada é muito desafiadora e exige resposta inovadora. As técnicas aplicadas devem eliminar a degradação da qualidade de algas no processo de secagem, (Show *et all.*, 2013). Processos imprescindíveis como os de adensamento e secagem geralmente envolvem altos custos operacionais, sendo assim são considerados como determinantes na análise de viabilidade econômica de todo o processo, (Brennan e Owende, 2010); (Nyomi Uduman, 2010).

A secagem solar pode ser realizada tanto por radiação solar direta ou pelo aquecimento solar da água. A radiação solar exige controle de exposição para secagem visando a não desintegração da clorofila, alterando a textura e cor do produto final. Se a radiação solar é incontrolável, a viabilidade da operação fica comprometida e dependente das condições climáticas. Num sistema de aquecimento solar, a água a ser aquecida pode estar em painéis de vidros ou em tubos. Nesse sistema a velocidade de secagem das algas pode ser projetada e o superaquecimento do lodo algáceo pode ser evitado. Trata-se de método já usado e de elevado custo, (Show e Lee, 2013). Um secador solar foi constituído composto por câmara de madeira com a superfície interna pintada de preto e com o topo

coberto com a placa de vidro. Utilizado para a secagem de algas *Spirulina* durante 5 a 6 h, a uma temperatura entre 60 e 65 °C gerou lodo algáceo seco com umidade na faixa de 4 a 8 %. Trata-se de método de secagem com tecnologia simples e barato quando comparado a outros métodos que dependem das condições climáticas e são sujeitos ao risco de fermentação e de derrames em secagem prolongada, (Becker, 1982).

1.2.3 Produtividade do lodo algáceo

O primeiro registro sobre a produtividade do lodo algáceo foi inferior a 0,200 g.L⁻¹ e com contagens na faixa de 10 a 10³ organismos.L⁻¹, (Hackenberger, 1981). Al-Shayli estudou a influência do tipo de lagoa e da estação do ano na produtividade do lodo algáceo. Utilizou lagoa tradicional e de alta taxa, ambas com baixa profundidade (0,45 m) e tempo de retenção de 7 dias, no verão e inverno. No verão, a produtividade em lagoas tradicionais foi de 220 kg.ha⁻¹.d⁻¹ enquanto que no inverno o valor foi 30 % menor. O mesmo ocorreu em lagoas de altas taxas: no verão de 300 a 400 kg.ha⁻¹.d⁻¹ e no inverno 30 % menor, (Al-Shayji *et al.*, 1994). Em outro estudo, a produção de lodo algáceo em base seca a partir das águas residuais de uma fazenda leiteira com valores na faixa de 5,2 a 5,5 g.m⁻².d⁻¹, (Wilkie e Mulbry, 2002).

Ji pesquisou a produtividade de lodo algáceo em esgoto urbano para diferentes tipos de algas e com adição de dióxido de carbono, diferentes condições de iluminação, variados período de cultivo e pré-tratamento. A maior produtividade (0,351 g.L⁻¹) foi obtida nas seguintes condições: algas *C. kessleri*, adição de 6% de CO₂, intensidade de iluminação de 60 mmol.m⁻².s⁻¹, iluminação contínua, 24h, período de cultivo de 12 dias e pré tratamento com autoclave, (Chen *et al.*, 2010) *apud* (Ji *et al.*, 2013). Ji também apresenta a produção de lodo algáceo, base seca, obtida a partir de sete espécies de algas cultivadas em diferentes lagoas, (Ji *et al.*, 2013). Registra-se que o lodo algáceo que contém as algas *O. Multisporus* originada das águas residuais do esgoto, apresentou maior produtividade 0,203 g.L⁻¹, (Abou-Shanab *et al.*, 2011).

Ge e Champagne obtiveram produtividade do lodo algáceo de 0,420 a 0,510 g.L⁻¹ a partir de elevados fatores de concentração de nutrientes sintéticos (17,2 % e 36,2 %). O tempo de retenção hidráulico e o ajustamento do pH foram observado para sustentar a taxa de crescimento do lodo algáceo e o tratamento das águas residuais. A produtividade lipídica e o conteúdo lipídico diminuem com o aumento da carga de nutrientes, (Ge e Champagne, 2016)

1.3 MATERIAIS E MÉTODOS

1.3.1 Seleção e priorização das lagoas para ensaios

Os índices de estado trófico, IET, (Lamparelli, 2004), das onze (11) lagoas disponibilizadas pela Cesan foram calculados visando selecionar as três com maior valor. As lagoas selecionadas foram monitoradas durante três meses. A lagoa que apresentou o maior valor dos sólidos suspensos totais foi a priorizada para os estudos seguintes, (AlmeidaFilho, 2015)

1.3.2 Monitoramento da lagoa da ETE Barcelona

A lagoa da ETE Barcelona foi monitorada durante os meses de 09/2014 a 03/2015, composto por onze coletas e medições das águas residuais dos afluentes, da lagoa e do efluente. Os parâmetros selecionados para essa atividade foram: - controle operacional: pH, OD, T, TU, CE e ORP; - qualidade da água: CLA, PT, NTK, DBO5, DQOf, DQOnf e SDT, (AlmeidaFilho, 2015).

1.3.3 Remoção e coleta do lodo algáceo: seleção do método

Para a seleção do método foram selecionados os seguintes parâmetros para classificar as águas residuais a serem analisadas: CLA, TU, DBO5, PT e NTK. Foram medidos esses parâmetros da lagoa e do efluente visando avaliar a redução dos valores após a aplicação dos métodos de remoção e coleta do lodo algáceo. Foram realizados estudos considerando a condição atual de tratamento da lagoa e

para a remoção e coleta do lodo algáceo, os métodos de coagulação + floculação + decantação com concentração final de 8 mg.L^{-1} de Tanfloc e floculação + decantação com concentração final de $3.10^{-4} \text{ mg.L}^{-1}$ de Ifloc 508, utilizando as águas residuais da lagoa e do efluente.

1.3.4 Produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo

Foram utilizados no campo 3 (três) estações de trabalho com capacidade de reservatórios de 500 L, 1.000 L e 2.000 L, **Figura 2**. Para a alimentação das águas residuais da lagoa ou do efluente foi utilizado o dispositivo de escoamento de lagoa, **Figura 3**.

1.3.5 Secagem e armazenamento do lodo algáceo

A secagem do lodo algáceo foi realizada em leito protegido com tecido manto através do processo de aeração natural, exposição indireta do sol e em ambiente aberto e protegido de chuva. Foram realizadas secagens nos lodos algáceo das lagoas facultativas da ETE Barcelona e da ETE Novo Horizonte, tendo sido observado diferentes tempos de secagem e a necessidade da utilização de diferentes tecidos mantos. Foram realizados ensaios para condições de armazenamento do lodo algáceo em recipiente vedado.



Figura 2: Estações de trabalho (500L, 1.000 L e 2.000 L)



Figura 3: Dispositivo de escoamento de lagoa

1.4 RESULTADOS

1.4.1 Lagoa para estudo

Foram selecionadas as lagoas facultativas das ETE's Barcelona, Civit II e Feu Rosa através do IET cujos valores foram: 52,75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (mesotrófico), 51,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (oligotrófico) e 49,83 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (oligotrófico) respectivamente. Essas lagoas foram monitoradas. A ETE Barcelona foi a escolhida para estudo devido no monitoramento ter obtido os seguintes valores para os sólidos suspensos totais: ETE Barcelona, $0,310 \pm 0,063 \text{ mg.L}^{-1}$; ETE Civit, $0,156 \pm 0,044 \text{ mg.L}^{-1}$ e ETE Feu Rosa, $0,080 \pm 0,013 \text{ mg.L}^{-1}$, (AlmeidaFilho, 2015).

1.4.2 Monitoramento da lagoa da ETE Barcelona

O processo de tratamento das águas residuais da lagoa as ETE Barcelona apresenta informações baseadas nos valores médios dos parâmetros a partir dos quais comentamos. Referente ao controle operacional, a maior parte da redução da TU, 36,11 %, ocorre na parcela do TRH referente às águas residuais da lagoa e às do efluente enquanto que a maior parte da redução da CE, 35,44 %, ocorre na parcela do TRH entre as águas residuais dos afluentes e às da lagoa. Relativo ao OD ocorre ampliação de, 27,18 % no trecho da TRH entre as águas residuais dos afluentes e às da lagoa e uma redução, 47,39 %, na parcela complementar da TRH, e que resulta numa redução entre as águas residuais dos afluentes e às do efluente de 33,09 %. Os parâmetros T, pH e ORP tem pequena redução, na faixa de 6%. Relativo à qualidade das águas, com exceção da CLA e SST, os demais parâmetros têm redução compostas na parcela da TRH para a formação das águas residuais da lagoa quanto para a formação das águas residuais do efluente. Os valores das reduções obtidas foram: PT, águas residuais dos afluentes e às da lagoa, 34,91 % e águas residuais da lagoa e às do efluente, 50,00 % resultando em 67,46 %; NTK, águas residuais dos afluentes e às da lagoa, 67,11 % e águas residuais da lagoa e às do efluente, 16,23 % resultando em 72,41 %; DBO5, águas residuais dos afluentes e às da lagoa, 72,31% e águas residuais da lagoa e às do efluente,

27,70% resultando em 79,98 %; DQOnf, águas residuais dos afluentes e às da lagoa, 71,22 % e águas residuais da lagoa e às do efluente, 20,63 % resultando em 77,16 %, e DQOf, águas residuais dos afluentes e às da lagoa, 70,93 % e águas residuais da lagoa e às do efluente, 19,20 % resultando em e 76,51 %. A CLA apresenta um crescimento na formação das águas residuais da lagoa de 2,282,91 % e uma redução na formação das águas residuais do efluente de 62,15 %, resultando numa ampliação entre as águas residuais dos efluentes e do efluente de 801,90 %, (AlmeidaFilho, 2016). Registra-se que a ETE Barelona atende a Resolução CONAMA nº 430/2011, pois apresenta para o pH, T e DBO5 valores médios de $7,24 \pm 0,25$, $28,2 \pm 1,8$ °C e $107 \pm 27,9$ mg.L⁻¹, atendendo as condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

1.4.3 Remoção e coleta do lodo algáceo: opção do método

Considerando que o estudo dos métodos coagulação + floculação + decantação (Tanfloc, na concentração final de 8 .mg.L⁻¹) e floculação + decantação (Ifloc 508, na concentração final de 3.10^{-4} .mg.L⁻¹) apresentaram resultados na mesma faixa de valores e a disponibilidade do floculante foi optada pelo uso da floculação. O polímero catiônico Ifloc P 508 foi o escolhido por apresentar maior redução nos valores da clorofila e nutrientes (PT e NTK) e maior valor remoção e coleta do lodo algáceo quando comparado com os Ifloc P 504 e 507. O estudo avaliou a situação existente na lagoa da ETE Barcelona, considerando as águas da lagoa e às do efluente coletadas que resultou no seguinte: redução nos parâmetros CLA, 37,10 %, DQOnf, 7,81 %, PT, 34,33 % e ampliação nos parâmetros TU, 11,05 % e NTK, 32,20 %. Comparando as águas residuais da lagoa com os respectivos sobrenadantes devido à aplicação da coagulação e floculação (Tanfloc) + decantação e da floculação (Ifloc 508) + decantação, foram obtidas as seguintes reduções: da CLA, 98,52 % e 81,90 %, respectivamente; da TU: 98,16 % e 89,11 %; da DBO, 18,75 % e 59,38 %, respectivamente; do PT, 80,61 % e 77,08 %, respectivamente; do NTK, 15,25 % e 5,08 %, respectivamente. Comparando esses respectivos sobrenadantes com o efluente da lagoa, foram obtidas as seguintes reduções: da CLA, 44,38 % e 32,29 %, respectivamente; da TU: 122,78 % e 112,60 %; da DBO, 10,15 % e 47,83

%, respectivamente; do PT, 34,45 % e 31,82 %, respectivamente; do NTH, 69,99 % e 54,99 %, respectivamente.

Comparando as águas residuais do efluente da lagoa com os respectivos sobrenadantes devido à aplicação da coagulação e floculação (Tanfloc) + decantação e da floculação (Ifloc 508) + decantação, foram obtidas as seguintes reduções: da CLA, 94,04 % e 76,49 %, respectivamente; da TU: 94,40 % e 86,36 %; PT, 46,76 % e 38,31 %, respectivamente; NTH, 22,00 % e 20,00 %, respectivamente e crescimento da DQOnf, 111,86 % e 81,36 %, respectivamente. Comparando as águas residuais da lagoa com os respectivos sobrenadantes das águas residuais do efluente devido à aplicação da coagulação e floculação (Tanfloc) + decantação e da floculação (Ifloc 508) + decantação, foram obtidas as seguintes reduções: CLA, 96,18 % e 84,92 %, respectivamente; TU: 93,78 % e 84,85 %; PT, 64,98 % e 59,45 %, respectivamente; NTH, 5,08 % e - 6,26%, respectivamente e crescimento do DQOnf, 95,31 % e 67,19 %, respectivamente.

1.4.4 Produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo

Durante os meses de junho a dezembro de 2015 foram executadas 52 bateladas que representou a coleta de 3,52 kg de lodo algáceo seco a partir de 34.500 L de águas residuais da lagoa facultativa resultando numa produtividade média de 0,102 g.L⁻¹. A floculação e a decantação foram selecionadas para remover e coletar o lodo algáceo de lagoa facultativa, obtendo produtividade máxima de 363,4 ± 14,7 mg.L⁻¹ em bancada e de 277,4 mg.L⁻¹ in situ, e estudado as condições de secagem e de armazenamento. A maior produtividade foi de 315,4 mg.L⁻¹ em bancada e de 277,4 mg.L⁻¹ in situ senso a menor 0,054 g.L⁻¹, no inverno. Foi constatado que as condições climáticas, a estações do ano e o tempo para decantação influenciam na produtividade do lodo algáceo. A maior produtividade ocorreu com tempo de decantação de 2 dias e que o tempo de decantação maior do que 2 dias tem impacto negativo na produtividade. Também foi constatado efeito negativo quando a remoção e a coleta do lodo algáceo ocorreu em dia com temperatura na faixa de 18 a 20 °C, ambiente fechado, pouca insolação e chuva fina, de junho a julho de 2015.

Em laboratório, a produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo a partir das águas residuais da lagoa ETE Barcelona devido à aplicação da coagulação e floculação (Tanfloc) + decantação e da floculação (Ifloc 508) + decantação, foram obtidos os valores de $0,363 \pm 0,014 \text{ g.L}^{-1}$ e $0,225 \pm 0,015 \text{ g.L}^{-1}$ respectivamente e quando oriundas do efluente $0,231 \pm 0,012 \text{ g.L}^{-1}$ e $0,176 \pm 0,016 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente. Em outros ensaios em laboratório utilizando Ifloc 508 obteve-se o valor máximo $0,324 \text{ g.L}^{-1}$ a remoção e coleta do lodo algáceo das águas residuais da lagoa ETE Barcelona.

1.4.5 Secagem e armazenamento do lodo algáceo

Para o lodo algáceo da ETE Barcelona o tempo de secagem foi de 14 dias enquanto que a secagem para lodo algáceo da Lagoa Nova Horizonte ocorreu em 2 dias. Foi observado que o lodo algáceo da ETE Barcelona apresentava-se incrustado no seu manto de secagem. Na secagem foi observada a tendência do adensamento desse lodo formando partes duras e compactas. Utilizando o mesmo tecido para secagem do lodo algáceo da ETE Novo Horizonte essa incrustação não ocorria. O tecido do manto utilizado no leito de secagem deve ser específico para cada lodo algáceo de cada lagoa. Na secagem foi observada a tendência do adensamento desse lodo formando partes duras e compactas. Foi verificado que a forma da secagem influencia nas características do lodo algáceo. Isso foi constatado quando dos ensaios do PCS de amostras do lodo algáceo obtido em lagoa da CAESB, sendo uma secada em ambiente protegido do sol e chuva e outra exposta diretamente ao sol e chuva no leito de secagem por longa duração. Ocorreu a redução de aproximadamente 25 % no valor do PCS do lodo algáceo seco foi diretamente ao sol durante um ano. Também foi verificado que há perda no valor do PCS do lodo algáceo quando o mesmo é armazenado com tampa fechada. Isso ocorreu com essa forma de armazenagem por um período de 3 (três) meses provocando a redução no PCS de aproximadamente 13 %.

1.5 CONCLUSÃO

Para a mitigação ambiental gerada pelo efeito das águas residuais do efluente das lagoas facultativas recomendo incluir o processo para a remoção e coleta do lodo algáceo visando à redução dos nutrientes e ao controle o crescimento das algas. Nesse caso, é possível ter sobrenadante com menores valores da CLA, PT e NTK em 85 %, 60 % e -6 % respectivamente em relação às águas residuais da lagoa. Utilizando a floculação + decantação, foi obtida a remoção e coleta de 3,520 kg de lodo algáceo em base seca, a partir de 52 bateladas num total de 34.500 L de águas residuais da lagoa durante os meses de junho a dezembro de 2015. A maior produtividade obtida foi de $363,4 \pm 14,7$ mg.L⁻¹ em bancada e de 277,4 mg.L⁻¹ *in situ*. Foi constatado que os fatores que interferiram na produtividade foram o tempo de repouso para a decantação, o tecido manto para a secagem, as condições climáticas e da estação do ano. O processo de secagem é específico para cada lodo algáceo sendo recomendado observar a possível incrustação do lodo no tecido manto e o tempo de secagem. A secagem deve ocorrer em ambiente protegido do sol e chuva e com ventilação natural. O armazenamento de em embalagem aberta para garantir ao faixa dos valores do PCS.

2 LODO ALGÁCEO: BIOCOMBUSTÍVEIS PARA GASEIFICAÇÃO E GERAÇÃO DE ENERGIA

2.1 INTRODUÇÃO

2.1.1 Motivação

O panorama mundial da energia constata que a demanda por energia tem crescido em ritmo mais lento do que a das necessidades econômicas, devido às mudanças estruturais na economia, a melhoria na eficiência energética e as opções de combustíveis. Definindo intensidade energética global como a quantidade de energia usada para produzir uma unidade de GDP verifica-se que entre 1971 e 2012 ocorreu uma redução de 32%. Em países da OCDE, verifica-se dissociação parcial da demanda de energia e o crescimento econômico, embora sejam intimamente ligados, (Ilea, 2013). Há algum tempo vive-se com os dilemas ambientais que desafiam a criatividade humana e sua capacidade de desenvolver soluções sustentáveis para proteger a vida no planeta e garantir a sua existência sobre ela. Entre essas soluções estão às necessidades de proteger as fontes de água doce e terras agrícolas para a produção de alimentos além de combater o efeito estufa causada pela queima dos combustíveis fósseis, (Demirbas, 2011). Devido à consciência pela restrição dessa fonte de energia e as preocupações ambientais e socioeconômicos associados à sua utilização, há uma mudança de paradigma que é a de substituir o uso dos combustíveis convencionais por fontes de energia renováveis. O lodo algáceo tem sido visto como matéria-prima potencial para a produção de energia limpa, (Barisano *et al.*, 2016). O carvão tem sido utilizado como combustível secundário na *reburning* gerando impactos ambientais devido ao carbono e cinzas na eficiência global da combustão. Neste caso, o uso da biomassa como combustível secundário é uma alternativa ao carvão reduzindo o efeito negativo do *reburning* na eficiência global, devido ao seu teor mais elevado de material, (Coelho, 2012). Nesse caso o termo biomassa cobre uma extensa categoria de materiais incluindo a madeira, desperdícios de vegetais (palha e casca

de arroz, resíduos de origem animal, tais como esgotos domésticos e estrume seco), resíduos sólidos urbanos e resíduos industriais, (Coelho, 2012).

A partir de um combustível sólido, o processo de gaseificação permite a produção de energia gasosa muito flexível que pode ser usada para a produção combinada de calor e energia, utilizando o produto gasoso no motor de combustão interna, na turbina a gás, na célula de combustível, ou como conversão intermediária para a produção de derivados de energia tais como H₂, SNG e biocombustíveis, (Ahrenfeldt, 2013), (Pereira *et al.*, 2012), (Mondal *et al.*, 2011). Já existe estudo experimental que acopla um sistema de gaseificação de biomassa a um sistema de energia, por exemplo, uma turbina a gás, (Lee *et al.*, 2013) *apub* (Rokni, 2015). Visando substituir ou reduzir a utilização dos combustíveis fósseis, a obtenção de biocombustível através do lodo algáceo de lagoas facultativa e outras, tem sido muito bem vista nos últimos tempos, reforçando de maneira conclusiva que o cultivo de algas para a produção de biocombustíveis encerrarem o debate alimentos e combustível, (Schenk, 2008).

2.1.2 Objetivos

Objetivo geral:

Caracterizar o lodo algáceo como combustível para gaseificação e geração de energia.

Objetivos específicos

Caracterizar o lodo algáceo através da:

- Análise termogravimétrica
- Calorimetria diferencial exploratória
- Densidade
- Calorimetria térmica (PCS / PCI)
- Análise dos gases gerados
- Análise elementar

- Análise imediata.

2.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O desenvolvimento de processos eficientes para a conversão de biomassas em bioenergia ainda está em fase inicial de investigação, (Khoo *et al.*, 2013). O lodo algáceo que contém algas pode ser uma das fontes renováveis capaz de atender a demanda global de combustível para os meios de transporte, pois podem ser convertido em biodiesel, bioetanol, biogás, biohidrogênio, biometano e bio-óleo por métodos termoquímicos e bioquímicos, (Demirbas, 2011). A conversão do lodo algáceo para biocombustível e outros produtos de valor agregado estão obtendo destaque significativo e tem promovido o desenvolvimento de pesquisa ao longo dos últimos anos. Entretanto, não se sabe da existência de planta industrial ou comercial em grande escala para a produção de biocombustíveis a partir de lodo algáceo. Estudos para a geração de novos produtos a partir do lodo algáceo que contém algas têm sido restritos, experimentais e de modelagem, (Bridgwater, 2003); (Aresta *et al.*, 2005); (Tock *et al.*, 2010); (Grierson *et al.*, 2011), *apud* (Khoo *et al.*, 2013).

2.2.1 Conversão do lodo algáceo em biocombustíveis

Estudos estão sendo desenvolvidos para gerar tecnologia aplicada à produção de outros produtos de valor agregado, tais como o bioetanol ou biometano. O lodo algáceo pode ser submetido à conversão térmica para a produção de combustíveis líquidos e gasosos. Todas estas opções têm atraído muita atenção de pesquisadores e cientistas a nível mundial, como os benefícios de uma abordagem ecológica visando o desenvolvimento sustentável, (Rawat *et al.*, 2011). Os métodos termoquímicos para a conversão do lodo algáceo em biocombustíveis são: a torrefação, a pirólise e a gaseificação, (Pittman *et al.*, 2011), (García-Quesada *et al.*, 2012), (Kern *et al.*, 2013), (Suali e Sarbatly, 2012), (Agrawal e Chakraborty, 2013), (Alghurabie *et al.*, 2013), (Bouza-Deaño e Salas-Rodríguez, 2013), (Dong *et*

all., 2013), (Hu *et al.*, 2013), (Khoo *et al.*, 2013), (Silva, 2013), (Suopajärvi *et al.*, 2013), (Van Dael *et al.*, 2013), (Wang *et al.*, 2013).

A torrefação é um tratamento termoquímico da biomassa à temperatura menor que 300°C. Parte da biomassa se decompõe emitindo vários tipos de compostos voláteis e gases não condensáveis. A biomassa sólida residual tem aproximadamente 30% mais conteúdo de energia por unidade de massa e geralmente é peletizada. Os pellets são homogêneos, hidrofóbico, sem atividade biológica e produzem menos fumaça sobre incineração. Pelotas torradas também contêm substancialmente mais energia por unidade de volume devido a uma energia mais elevada, de 18 a 20 GJ.m⁻³, (Friedl, 2005); (Mohan, 2006); (Kleinert, 2008) *apud* (Khoo *et al.*, 2013).

A pirólise é a decomposição química das substâncias biogênicas de carbono por aquecimento, geralmente com na ausência de oxigênio, a altas taxas de aquecimento de 50 a 1000 °C.min⁻¹. Os constituintes da pirólise da biomassa, quando rapidamente resfriados ou temperados, formam um produto líquido denominado líquido pirolítico ou bio-óleo, que tem um teor de água variando de 15 a 30 % em peso. A água é originada da umidade da matéria-prima e das reações de desidratação durante a pirólise, (Bridgwater, 2003); (Demirbas, 2006); (Mohan, 2006); (Wang *et al.*, 2013); *apud* (Khoo *et al.*, 2013). O processo de pirólise apresenta a vantagem de utilizar diferentes fontes de matéria orgânica, não sendo limitado apenas pelo conteúdo de lipídios, (Silva, 2013).

Na conversão da biomassa em biocombustível por gaseificação ocorre a transformação da matéria orgânica através da combustão em condição de escassez de ar em relação à queima estequiométrica. O ar fornecido ao processo é menor do que aquele que garantiria a queima completa do combustível. A gaseificação pode ocorrer em ambiente de atmosfera inerte ou reduzida de oxigênio. O processo visa converter a biomassa em monóxido de carbono e hidrogênio, fazendo reagir à matéria-prima às altas temperaturas, com uma quantidade controlada de oxigênio e/ou vapor. O gás de síntese resultante é uma mistura de monóxido de carbono e hidrogênio e é um biocombustível, (Ge *et al.*, 2016). A gaseificação tem a vantagem de produzir o gás de síntese consistente, independentemente da biomassa utilizada

como matéria-prima. Isso faz com que a gaseificação especialmente útil para lidar com os resíduos urbanos e outros resíduos que rotineiramente compõem em biomassa mista, (Demirbas, 2006); (Mohan, 2006), *apud* (Khoo *et al.*, 2013). Os parâmetros de controle para a operação da gaseificação dependem das propriedades da matéria-prima e respectivo tratamento: secagem, granulometria, fracionamento e lixiviação, (Mckendry, 2002b). O sistema de gaseificação da biomassa, acoplado a um sistema de energia, como a turbina a gás já é conhecido e discutido por muitos autores, (Lee *et al.*, 2013), (Rokni, 2015), *apud* (Beheshti *et al.*, 2016).

2.2.2 Potencial energético das biomassas que contêm algas

Estudos mostraram que, durante o processo de crescimento das algas, a fotossíntese sintetiza hidratos de carbono e lipídios. Agem como uma fábrica de células orientado pela energia solar, (Chisti, 2007). Fazem a conversão de CO₂ em O₂ reduzindo o CO₂ atmosférico enquanto capturam nutrientes a partir do ambiente, (Ramachandra, T. V. D. M., Mahapatra; Shilpi, Samantray; Joshi, N. V., 2013). O cultivo de algas também pode ser integrado com a captura de CO₂ e a remoção de nitrogênio e fósforo em águas residuais (Singh e Gu, 2010). As algas têm com base organismos microscópicas, vivem em águas residuais, crescem em sistemas hidropônicos e não precisam do solo e da terra, porque prosperam em águas residuais de esgoto, conseqüentemente não precisam utilizar os escassos recursos de água doce, (Silva, 2013), (Pittman *et al.*, 2011), (De Godos *et al.*, 2011), (Bhatnagar *et al.*, 2011)

Trata-se de alternativas de energia limpa, sustentável e rentável, podendo ser realizada através dos pequenos micro-organismos, como as algas oleaginosas. A biomassa é considerada mundialmente como uma importante fonte renovável de geração de energia, incluindo energia elétrica, combustíveis veiculares além de ser fonte de calor para equipamentos industriais, (Silva, 2013). Biocombustíveis baseado em algas são capazes de atender à demanda global de combustíveis (Chisti, 2007 e (Chisti, 2008) com maior eficiência para superar o aquecimento global, devido à sua taxa de crescimento mais elevada, exigindo menor área de

cultivo e maior produção da biomassa, (Milne *et al.*, 1990). As algas podem produzir mais óleo por hectare do que outras culturas, (Grobbelaar, 1981); (Antunes, 2010). As algas crescem em praticamente qualquer ambiente a uma velocidade superior a qualquer planta terrestre, (Demirbas, 2011). As algas não exigem terras férteis para o cultivo e muitas espécies podem sobreviver e florescer dentro de uma ampla gama de condições ambientais, que os torna uma boa escolha como recursos biomassa para regiões que são menos adequados para a agricultura, (Li, 2008). Biomassa que contém algas como o lodo algáceo tem boas perspectivas como matéria-prima para biocombustíveis, devido à maior eficiência fotossintética, produção contínua e a capacidade de prosperar em águas residuais municipais, terras marginais, (Ramachandra, 2009) e (Waltz, 2009). Lodo algáceo pode ser matéria-prima na produção dos biocombustíveis de terceira geração que são caracterizados por utilizarem matérias residuais, (Costa e De Moraes, 2011).

Usualmente as culturas usadas para produção de energia a partir da biomassa são a cana-de-açúcar, o milho, a beterraba, os grãos e outros. Existem fatores fundamentais que definem quando uma cultura é propícia para este processo: bom valor na produção da biomassa em base seca por unidade de área, ($\text{ton}_{\text{seca}}.\text{ha}^{-1}$), necessidade de pouca área para o cultivo e baixos custos na geração de energia pela biomassa, (Demirbas *et al.*, 2009) *apud* (Silva, 2013). Pesquisas vêm condenando o uso dos biocombustíveis, relacionando sua produção com uma possível alta no preço dos alimentos. Assim, o uso do lodo algáceo que contém algas vem sendo visto como boa alternativa para a minimização desses problemas, pois não necessitam de área de plantio e nem de água doce para seu desenvolvimento. (Dismukes *et al.*, 2008); (Brennan e Owende, 2010), (Pate *et al.*, 2011) *apud* (Silva, 2013).

A efetividade da produção de óleo por unidade de área de cultivo é estimada entre 20.000 e 80.000 litros por acre, valor que se situa entre 7 e 31 vezes a efetividade da correspondente produção de óleo de palmeira, (Demirbas, 2011). É evidente que as algas têm potencial para produzir até dez vezes mais óleo por hectare de terra do que outras culturas tradicionais de biocombustíveis como óleo de palma, pinhão-mansão e soja, (Ramachandra, 2009), (Waltz, 2009) e (Ramachandra, 2011).

O cultivo em escala industrial de lipídios de algas é considerado uma das estratégias mais promissoras para atender a crescente demanda para os biocombustíveis líquidos (Wijffels, 2010). No entanto, todo o processo de produção da cultura das algas para biocombustível é atualmente economicamente e energeticamente desfavorável e vulnerável a influências externas e o processo de comercialização de biocombustíveis de algas ainda tem que ser desenvolvido, (Xu, 2006); (Xu *et al.*, 2013).

2.2.3 Propriedades do lodo algáceo

A conversão do lodo algáceo em energia depende das suas propriedades inerentes, que determinam o processo e os possíveis problemas no processamento, (Mckendry, 2002b). A composição química do lodo algáceo tem um papel importante quando se utilizá-los como fonte de energia. Uma das principais desvantagens do lodo algáceo é a sua grande heterogeneidade. O lodo algáceo é principalmente composto por proteínas, hidratos de carbono, lipídeos e outros componentes secundários, tais como vitaminas ou sais minerais, (López-González *et al.*, 2014).

O conhecimento das propriedades do lodo algáceo permite análise e comparação. A umidade do lodo algáceo afeta a necessidade de energia do processo de conversão, é fator crítico para seu uso e tem influência sobre a qualidade do produto. A umidade da madeira verde é alto, aproximadamente 60%, (Alakangas *et al.*, 2006), enquanto que o teor da umidade em resíduos agrícolas é muito menor, (Chen *et al.*, 2011). O teor de umidade do bio-óleo é alto quando comparado ao óleo combustível. O teor de umidade no bio-óleo produzidos com diferentes tecnologias e de diferentes matérias-primas pode ser tão elevado quanto 51%, (Butler *et al.*, 2013). As biomassas para serem utilizadas nos processos de conversão termoquímicos para a obtenção de biocombustível devem ter valores inferiores a 10% de umidade, (Bridgwater, 2012).

O lodo algáceo contém basicamente três componentes: proteínas, carboidratos e óleos naturais. Algumas espécies podem apresentar diferentes composições, sendo

que algumas espécies apresentam até 40% de sua massa total como lipídeos. Estes óleos podem ser posteriormente extraídos e convertidos em biocombustíveis (Um e Kim, 2009) *apud* (Silva, 2013). As biomassas estudadas para aplicações energéticas são compostas principalmente de C, H, O, N e S, (Babich A., 2010) e (Somerville, 2007). A existência de oxigênio na biomassa diminui o seu conteúdo energético, (Alakangas *et al.*, 2006). O teor de oxigênio do bio-óleo está geralmente na faixa de 35 a 40%, em peso de base seca, e pode ser encontrado na maioria dos mais de 300 compostos identificados nos bio-óleos, (Czernik, 2004). Dependendo das espécies, cada qual tem características próprias. A madeira se for tronco ou casca, cavaco ou aparas, o teor carbono pode ser cerca de 50% em peso em massa seca, que é baixo comparado com os combustíveis fósseis, como carvão, coque ou óleo. Na madeira, a percentagem de oxigênio é de cerca de 40% em peso de base seca, o teor de enxofre é baixo em torno de 0,01-0,1% em base seca, (Alakangas *et al.*, 2006). O teor de cinzas de biomassa lenhosa é geralmente baixo, entre 0,5% e 2%, na maioria das espécies de madeira e varia em diferentes partes da madeira, (Alakangas *et al.*, 2006) e (Saidur *et al.*, 2011). Cavacos da árvore inteira têm menor teor de cinzas em comparação com casca, (Alakangas *et al.*, 2006). Os teores de cinzas das biomassas herbáceas e resíduos agrícolas são tipicamente maiores do que na biomassa lenhosa, em até quase 40%, (Suopajarvi *et al.*, 2013) e (Mckendry, 2002b). Cinza de biomassa lenhosa é geralmente rica em Ca e K; a cinza de biomassa herbácea é rica em Si, K e Cl, (Suopajarvi *et al.*, 2013). A densidade da biomassa influencia o comportamento do processo de conversão e afeta a economia da utilização, devido aos custos de transporte e armazenamento. Por exemplo, a densidade de aparas de madeira, em peso de base seca, e livre de cinzas varia de 4,4 a 5,6 m³.t⁻¹, (Mckendry, 2002a). O bio-óleo derivado da madeira tem menor PCI do que o derivado de algas, e esse tem essa propriedade comparável com óleo combustível de origem fóssil, (Suopajarvi *et al.*, 2013).

2.2.4 Caracterização das biomassas e do lodo algáceo

A caracterização das biomassas e do lodo algáceo para estudo de viabilidade na conversão termoquímica deve ser composta pela análise elementar, análise imediata, do PCS e PCI e da análise termogravimétrica, bem como a composição

das cinzas, (Folgueras, 2003), (García-Quesada *et al.*, 2012), (Lora, 2012), e (Silva, 2013). A análise termogravimétrica é composta pelo registro contínuo da variação da massa em função da temperatura à medida que a temperatura do ambiente aumenta. São obtidos os gráficos da massa ou do percentual da massa em função da temperatura de ensaio denominado termograma ou curva de decomposição térmica e da taxa de perda de peso. Esses gráficos servem como apoio para o plano de operação nos processos de conversão termoquímica, (García-Quesada *et al.*, 2012).

Estudo desenvolvido por (Mckendry, 2002b) informa que dependendo da classificação do PCS de um gás, existe agente de gaseificação específico e a recomendação de aplicação do gás gerado. (Bridgwater, 2012) *apud* (Suopajärvi *et al.*, 2013) apresenta resultado de pesquisa utilizando a biomassa de madeira em diversos processos termoquímicos e respectivas condições de temperatura e tempo de residência. O resultado dos experimentos é a composição percentual do produto na forma sólido, líquido e gasoso. Se o objetivo é obter biocombustível sólido, o processo recomendado é a torrefação, com rendimento de 80%, se for líquido, a recomendação é a pirólise rápida com vapor quente, com rendimento de 75% e se for para obter gás, o processo é a gaseificação com rendimento de 85%. Resultado de experimento apresenta os produtos gerados para cada um dos processos termoquímicos utilizando biomassa de algas marinhas, onde a gaseificação se destaca com o aproveitamento de 85% na geração de gás inerte, (Khoo *et al.*, 2013).

2.2.5 Método para a conversão termoquímica do lodo algáceo

Muitos são os processos para a produção de energia a partir da biomassa, (Srirangan *et al.*, 2012), (Cornelissen *et al.*, 2012), (Lim *et al.*, 2012). A gaseificação termoquímica é um dos mais interessantes devido à versatilidade de aplicação e uso do gás produzido, (Barisano *et al.*, 2016).

2.2.5.1 Gaseificação das biomassas e do lodo algáceo

Biomassa é uma das fontes de energia amplamente disponíveis e a gaseificação é um processo eficiente na conversão em gases combustíveis, por oxidação parcial em temperatura elevada. A fim de aumentar o teor de hidrogênio no gás produzido, é utilizado o vapor em conjunto com o ar no gaseificador, (Sharma e Sheth, 2016). A gaseificação é um dos processos de conversão da biomassa em biocombustíveis que transforma a matéria orgânica através da combustão em uma condição de escassez de ar em relação à queima estequiométrica: o ar fornecido ao processo deverá ser menor do que aquele que garantiria a queima completa do combustível.

No processo de gaseificação das biomassas, e possivelmente do lodo algáceo, a matéria orgânica é total ou parcialmente transformada em gases cujos principais componentes são CO, CO₂, H₂ e, dependendo das condições, CH₄, hidrocarbonetos leves (pequenas cadeias de C_nH_m), pequena quantidade de produto sólido como as cinzas, compostos condensáveis (alcatrão e óleos), N₂ e vapor de água em diferentes proporções, (Cenbio, 2002). Dentre as características do gás de síntese, destaca

m-se o alto teor de CO e H₂, que o conferem um valor energético classificado entre baixo a médio (Kirkels e Verbong, 2011). O gás de síntese é considerado como a mais promissora fonte de energia aplicável como uma matéria-prima indispensável em muitas indústrias, (Ge *et al.*, 2016).

A combinação de gaseificação de biomassa com células de combustível de óxido a altas temperaturas promete sistemas de conversão de energia sustentáveis e altamente eficientes, (Ud Din e Zainal, 2016). O alcatrão gerado no processo de gaseificação da biomassa com vapor de água como agente de gaseificação é indesejado, (Ge *et al.*, 2016).

2.2.5.2 Influência da umidade nas biomassas e no lodo algáceo

O teor de umidade tem efeito significativo no balanço energético global na gaseificação da biomassa, e possivelmente do lodo algáceo, pois é diretamente proporcional ao rendimento e a composição do gás. A biomassa deve conter percentual mínimo de umidade, pois o vapor gerado por essa umidade vai atuar como um agente de gaseificação, convertendo voláteis e carvão para o gás produzido e tomar parte na reação de deslocamento do gás da água, aumentando o teor de hidrogênio, (Yan *et al.*, 2010), (Dong *et al.*, 2010), (Xu *et al.*, 2008) *apud* (Ud Din e Zainal, 2016). Biomassa com mais de 40% de teor de umidade em peso diminui a eficiência de conversão processo, (Hosseini *et al.*, 2012), devido à perda irremediável de calor de vaporização e o aquecimento do vapor à temperatura de gaseificação. Na gaseificação para a produção de gás, a biomassa deve ser seca preferencialmente até com 15% de umidade em peso, (Fagernäs *et al.*, 2010). O teor de umidade também afeta a manipulação, armazenagem e transporte de combustíveis de biomassa, (Li *et al.*, 2004).

2.2.5.3 Propagação da frente de combustão

Na propagação da frente de combustão ocorre numa variedade de situações e para diferentes propósitos, tais como a incineração de resíduos, combustão *in situ* ou queima de combustíveis sólidos em aplicações industriais. A descrição da propagação da frente de combustão em um meio poroso reativo permanece como um desafio para a ciência em termos da físico-química e a transferência de calor e massa. Além dos processos convencionais de recuperação de combustíveis, existem outros processos onde a frente de combustão é propagada em um meio poroso reativo, denominada combustão latente ou a fogo lento. Este processo é descrito por uma superfície exotérmica reativa que pode se propagar no interior de combustíveis sólidos porosos, e é uma reação autossustentável em que o calor liberado pela oxidação da superfície causa pirólise do combustível adjacente não afetado pela zona de reação, (Monhol, 2015).

A combustão latente utilizada em jazidas de carvão geram resíduos reconhecidos por causar problemas ambientais e econômicos de extensão global. Além disso, este tipo de queima de carvão representa um dos mais desafiadores riscos para as indústrias de carvão de todo o mundo, (Ohlemiller, 2002.). O calor liberado na combustão latente é baixo quando comparado a uma combustão com excesso de oxigênio e sua propagação é um processo lento. Nos ensaios de combustão latente, as perdas de calor e disponibilidade de oxigênio são os parâmetros mais importantes a serem controlados, (Calleja *et al.*, 1981).

De acordo com (Hobbs M. L., 1993), o primeiro grande esforço no estudo da propagação da frente de combustão ocorreu entre 1977 e 1979. Desde então, problemas ambientais e a busca de fontes alternativas de energia têm motivado a maiores pesquisas sobre o assunto. Estes esforços centraram-se na determinação dos parâmetros que influenciam o progresso e a estrutura de uma frente de combustão. Em todas as aplicações é possível distinguir três zonas distintas no reator, **Figura 4**. Cada zona é caracterizada por uma importante etapa no processo de conversão do combustível. Estando o reator em condições de operação (aquecido), o combustível sólido é introduzido ao reator, ficando acomodado no leito. Devido ao resultado da transferência de calor, o combustível sólido é secado (zona de secagem). O combustível passa a ser devolatilizado em ambiente acima de 250 °C (zona de pirólise) em que as grandes moléculas se decompõem em moléculas de tamanho médio e carbono fixo. O processo finaliza com a oxidação do combustível em ambiente entre 1.200 a 1.500 °C: trata-se de zona de queima originada pela introdução do oxigênio (ar) provocando um fluxo vertical do gás produzido (produto). As reações com o oxigênio são altamente exotérmicas e resultam no aumento acentuado de temperatura.

2.2.5.4 Configurações contracorrente e concorrente

A propagação de uma frente de combustão pode ser em contracorrente, onde a frente de ignição e alimentação de ar ocorre em lados opostos no leito de combustível e o fornecimento de ar em contracorrente é normalmente encontrado em processos de combustão em leito fixo ou em concorrente, onde a frente de

ignição e a alimentação de ar ocorrem do mesmo lado no leito de combustível, **Figura 5**, (Monhol, 2015).

2.2.5.5 Fenômenos de transporte em um meio poroso

Hoobs *et all.* descreveram qualitativamente os processos físicos e químicos que ocorrem durante a combustão em leito fixo, (Hobbs M. L., 1993). A descrição da interação de transferência de calor e massa entre as fases gasosa e sólida e entre as partículas está apresentada na **Figura 7**.

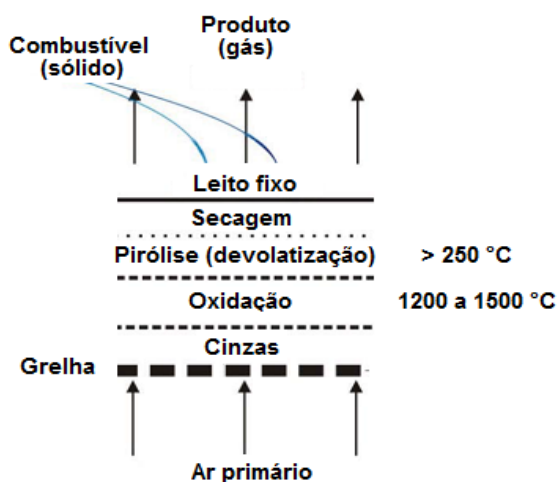


Figura 4: Processo de gaseificação e zonas no reator
Fonte: Adaptado de: (Monhol, 2013)

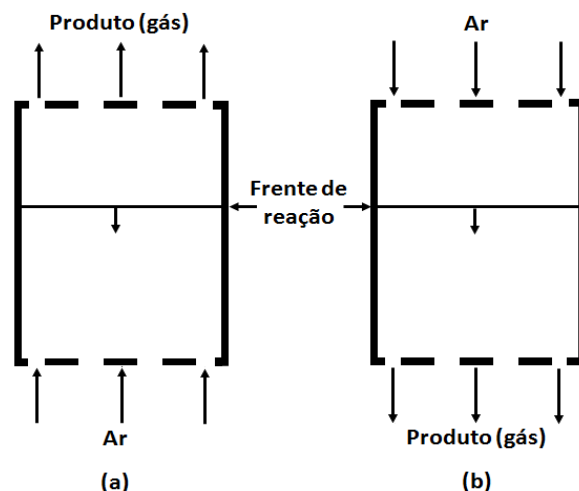


Figura 5: Arranjos: (a) contracorrente, (b) concorrente.
Fonte: Adaptado de (Monhol, 2013)

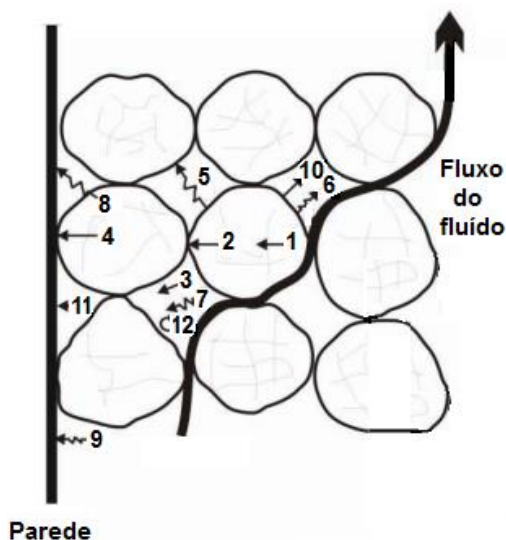


Figura 6: Transferência de calor e massa e interação entre as fases
Fonte: Adaptado de (Hobbs M. L., 1993) *apud* (Monhol, 2013).

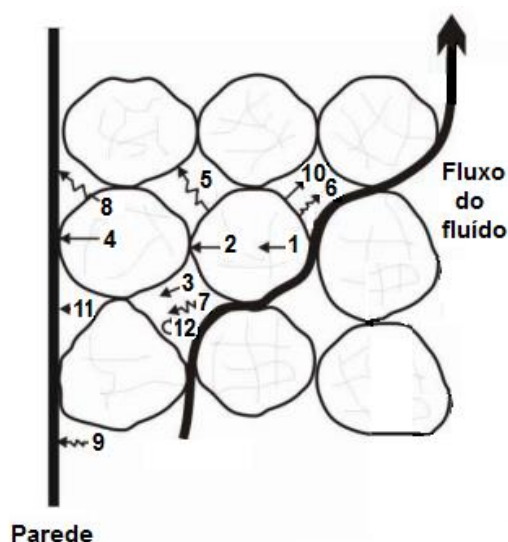
Nomenclatura:

1. Condução através do sólido;
2. Condução entre sólidos;
3. Radiação entre sólidos;
4. Convecção do sólido para a parede do reator;
5. Radiação entre sólidos;
6. Condução através do fluido;
7. Radiação entre fluídos;
8. Transferência de massa;
9. Condução do sólido para a parede do reator;
10. Radiação do sólido para a parede do reator;;
11. Convecção entre fluido e a parede do reator;
12. Radiação do fluido para a parede do reator.

2.2.5.6 Estrutura termoquímica da frente de combustão

Shin e Choi realizaram ensaios experimentais em combustão concorrente e propuseram um conceito para a propagação em contracorrente de uma frente de combustão. A combustão de combustível sólido em um leito fixo foi investigada usando experimentos unidimensionais. Os efeitos da taxa de fornecimento de ar, o tamanho das partículas e PCS do combustível são discutidos. Dois modos de combustão em leito fixo podem ser distinguidos, com base na disponibilidade de oxigênio, (Shin e Choi, 2000).

Para a combustão limitada pelo oxigênio informa que em baixas taxas de fornecimento de ar, o oxigênio é completamente consumido pelo carvão e pela reação do material volátil. Neste caso, a taxa de reação do combustível é determinada pela taxa de fornecimento do oxigênio. No caso da combustão for limitada pela reação, se a taxa de fornecimento de ar aumentar, a combustão também aumenta. Mas, devido à existência do limite da taxa de combustão do material no interior do leito, ocorre um aumento da concentração de oxigênio na saída. Neste caso, a taxa de reação não pode continuar aumentando devido à taxa limite de reação. Portanto, pode-se observar o arrefecimento do leito pela convecção do ar.



Nomenclatura:

13. Condução através do sólido;
14. Condução entre sólidos;
15. Radiação entre sólidos;
16. Convecção do sólido para a parede do reator;
17. Radiação entre sólidos;
18. Condução através do fluido;
19. Radiação entre fluidos;
20. Transferência de massa;
21. Condução do sólido para a parede do reator;
22. Radiação do sólido para a parede do reator;;
23. Convecção entre fluido e a parede do reator;
24. Radiação do fluido para a parede do reator.

Figura 7: Transferência de calor e massa e interação entre as fases

Fonte: Adaptado de (Hobbs M. L., 1993) *apud* (Monhol, 2013).

Shin e Choi propuseram uma representação esquemática, **Figura 8**, para demonstrar que combustão depende da taxa de fornecimento de ar. A chama pode ser mantida enquanto a taxa de liberação de calor no leito exceder a convecção arrefecimento do fornecimento de ar. Quando a taxa de fornecimento de ar aumenta ainda mais, a zona de combustão em fase gasosa é varrida e a zona de combustão do carvão experimenta arrefecimento devido à alta convecção, resultando na extinção da chama (Shin e Choi, 2000). Os resultados experimentais mostraram também que 860 C foi a temperatura óptima de gaseificação correspondente a uma maior eficiência de conversão de carbono de gás de síntese e rendimento máximo, (Ge *et al.*, 2016)



Figura 8: Efeito da taxa de fornecimento de ar na combustão em leito fixo

Fonte: Adaptado de (Shin e Choi, 2000) *apud* (Monhol, 2013).

2.3 MATERIAIS E MÉTODOS

2.3.1 Materiais

O lodo algáceo foi obtido pela remoção e coleta dos sólidos suspensos das águas residuais da lagoa da ETE Barcelona por floculação e sedimentação. O lodo algáceo, em pedaços de diversos tamanhos, foi armazenado em saco aberto e protegido com um tecido véu, com ventilação natural e em ambiente protegido de

chuva. O lodo algáceo se apresenta com forte cheiro, grãos na cor marrom avermelhado sendo que parte de grãos em verde escuro e na forma irregular e com quinas arredondadas. Segundo Foi classificado como classe II A: não perigoso e não inerte, (ABNT NBR 10.004:2004) e sem toxicidade aguda nas amostras em diluição 1:10 vibrio Fischer, (ABNT NBR ISO 15799:2011). É recomendado o uso de luvas plásticas quando do manuseio dessa biomassa, pois os grãos mais finos tende a se manter grudados à pele dos dedos. O lodo algáceo foi moído em moinho de argolas para ser utilizado nos ensaios. A caracterização do tamanho dos grãos foi realizada a partir do lodo algáceo seco e por peneiramento. O resultado é o seguinte: 47,10% dos grãos são menores do que 0,15 mm; 22,45 % entre 0,15 mm e 0,30 mm; 23,38 % entre 0,30 mm e 0,60 mm e apenas 4,08 % são maiores do que 0,60 mm, **Figura 9**.

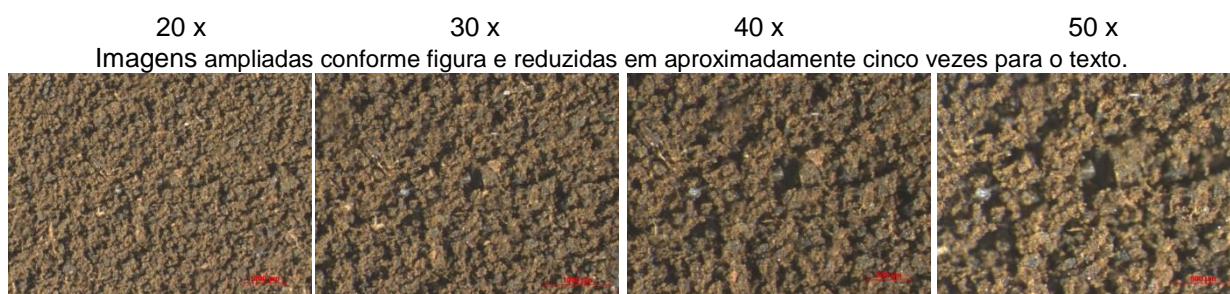


Figura 9: Lodo algáceo – microscopia ótica.

As amostras pós-combustão (cinzas) apresentaram-se sem cheiro, em forma de cachos facilmente desmancháveis e em pequenos grãos soltos com a cor cinza escuro, após pirólise e oxidação à 550 °C, **Figura 10** e na cor marrom avermelhado após pirólise a 1.000 °C, **Figura 11**.

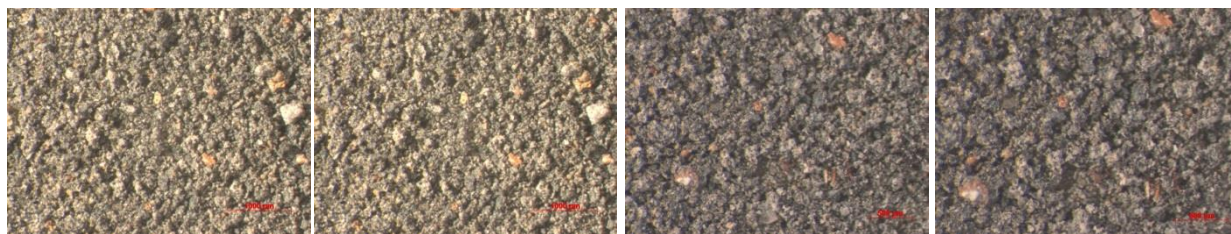


Figura 10: Resíduos do lodo algáceo após pirólise e oxidação à 550 °C, microscopia ótica.

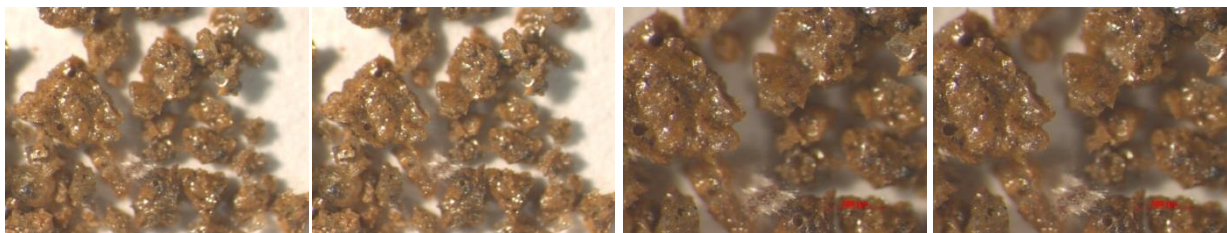


Figura 11: Resíduos do lodo algáceo após pirólise à 1.000 °C, microscopia ótica.

2.3.2 Metodologia

2.3.2.1 Análise termogravimétrica

A análise termográfica disponibiliza gráficos de TG, DTG e Fluxo de uma biomassa a considerando as taxas de aquecimento utilizadas no ensaio. Podem ser utilizados ambientes ao oxigênio ou inerte (nitrogênio) Os parâmetros característicos para a análise são as temperaturas de ignição, de pico e de esgotamento quando se avalia o desempenho da combustão de uma biomassa, (Idris S. S., 2012), (Wang, 2009) *apud* (López-González *et al.*, 2014). A temperatura de pico refere-se à temperatura onde ocorre a maior taxa de perda de peso. A temperatura de pico e da sua taxa correspondente é uma medida da combustibilidade e reatividade, respectivamente: quanto menor a temperatura de pico, mais fácil é ignição de um material. A temperatura de ignição é definida como a temperatura onde ocorre uma súbita diminuição na perda de peso na curva DTG. Ti foi calculada como a intersecção entre a linha tangente ao ponto em que a decomposição começou e a linha tangente à taxa máxima de perda de peso. A temperatura de neutralização é a temperatura à qual o processo de combustão é acabado de modo a que nenhuma perda de peso seja apreciada, ou a temperatura à qual a taxa de perda de peso é inferior a 0,01 em peso (% / C), (López-González *et al.*, 2014).

2.3.2.2 Densidade

A densidade ou massa específica foi calculada pela relação entre o valor medido da massa do lodo algáceo e o volume ocupado por essa massa, (Vieira, 2012.).

2.3.2.3 Análise elementar do lodo algáceo e do resíduo.

A composição química elementar de uma substância é o conteúdo, em porcentagem de massa ou volume, dos elementos que formam parte da sua composição química. É uma dos ensaios mais importantes para caracterizar quimicamente um material. Constitui a base para a análise dos processos de combustão, tais como os cálculos do volume de ar necessário, da quantidade de gases gerados e da sua entalpia, (F., 2013). Nos ensaios para a análise elementar dos lodos algáceos e respectivos resíduos, foram observados os procedimentos estabelecidos, (APHA, 2012). As percentagens de carbono, hidrogênio, nitrogênio das amostras foram determinados após a combustão completa, utilizando o analisador de Leco CHN 628. Nesse caso foi usado o EBTA como padrão. O equipamento usado para a percentagem do enxofre foi o modelo LECO S 632 e padrão Leco. O percentual do oxigênio foi obtido pela diferença.

2.3.2.4 Calorimetria térmica do lodo algáceo.

O ensaio de calorimetria térmica visa determinar do PCS das amostras de biomassas. Os ensaios com amostras do lodo algáceo foram realizados de acordo com o procedimento desenvolvido, (AlmeidaFilho, 2015), baseado na norma ABNT NBR 11956:1990, utilizando o calorímetro modelo GCA-Unicamp e a balança analítica QUIMIS, rastreada pela Rede Brasileira de Calibração (RBC) INMETRO. Os valores do PCS do lodo algáceo foram também calculados segundo as **Equações 1 e Equação 2**, conforme Dulong e Vandrle, respectivamente, (Nzihou, 2014). Os correspondentes valores de PCI foram calculados pela **Equação 3**. Nessas equações os valores de C, H, O, S são as frações mássimas de carbono, hidrogênio, oxigênio e enxofre obtidas na análise elementar do lodo algáceo e W representa a fração da água contida nas amostras a partir da análise imediata.

$$PCS = 4,1868 \cdot (78,4 \cdot C + 241 \cdot H + 22,1 \cdot S) \cdot 0,001 \quad (\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}) \quad \text{Equação 1}$$

$$PCS = 4,1868 \cdot (85 \cdot C + 270 \cdot H + 26 \cdot (S - O)) \cdot 0,001 \quad (\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}) \quad \text{Equação 2}$$

$$PCI = PCS \cdot (1 - W) \quad (\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}) \quad \text{Equação 3}$$

2.3.2.5 Análise imediata do lodo algáceo

A análise imediata permite entender o princípio da perda de massa do material investigado e estabelecer as faixas de temperaturas a serem utilizadas nos processos de conversão térmica. A percentagem mássica da umidade representa a massa úmida presente na biomassa. A quantidade de água presente nos combustíveis sólidos influencia na taxa de combustão e a eficiência global de um sistema de combustão, (Coelho, 2012). A massa volátil é a parte da biomassa que evapora como um gás por aquecimento e que determina a facilidade com que uma biomassa queima, (Mckendry, 2002a). O material volátil existente é o resultado da combinação entre o carbono e o hidrogênio que afeta a combustão, na instabilidade da chama, formação de poluentes e eficiência global da combustão, (Coelho, 2012). Quanto maior o teor de voláteis maior será a reatividade e a interferência na ignição, (Klautau, 2008). A temperatura de exaustão da matéria volátil e do carbono fixo é inferior a cerca de 650 ° C. Na faixa de temperatura antes de 650 ° C, apenas parte da matéria mineral volátil é perdida, através da liberação da parte orgânica. A matéria volátil inorgânica é libertada a temperatura mais elevada (García-Quesada *et al.*, 2012). O carbono fixo é o resíduo combustível encontrado após a liberação da matéria volátil e consiste principalmente de carbono, embora contenha ainda alguns elementos voláteis não liberados (O₂; H₂; N₂, S). As cinzas compõem o resíduo inorgânico que permanece depois do combustível ter sido completamente queimado numa combustão, (Coelho, 2012). Os resultados dessa análise dependem das condições utilizadas no processo, em especial, a taxa de aquecimento e as condições da evacuação das matérias voláteis das partículas sólidas do material.

Como não existe norma técnica específica para biossólidos, foi utilizado para determinar os componentes da análise imediata procedimento estabelecido. (Martins, 2010), aplicáveis a combustíveis não convencionais, **Figura 12** e **Figura 13**. Esse método estabelece que, para efeito de cálculos, a matriz mineral presente na biomassa é essencialmente carbonatos de cálcio.

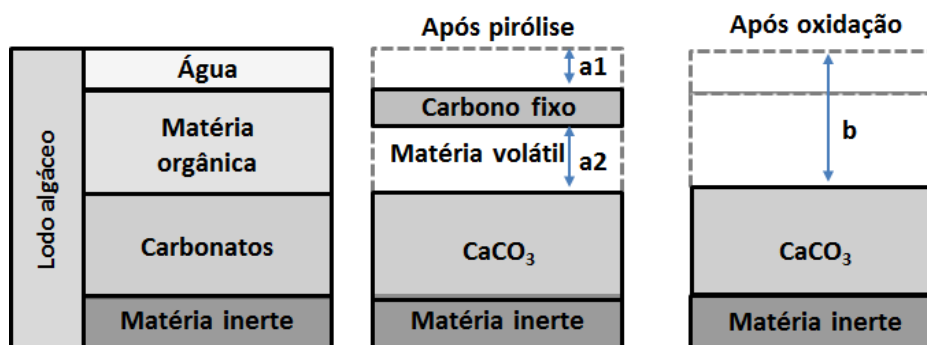


Figura 12: Análise imediata: à 550 °C, sem descarbonetação.

Etapa A: Pirólise à 550 °C, seguido de oxidação da biomassa

- A.1 Pesagem dos cadinhos identificados;
- A.2 Pesagem das amostras da biomassa úmida, (registro);
- A.3 Secagem a 105 °C das amostras da biomassa em estufa por 24 h;
- A.4 Pesagem das amostras da biomassa seca, (registro);
- A.5 Utilizando uma Mufla, em ambiente inerte (sob N₂) à 550 °C, com as amostras da biomassa seca permanecendo nesse ambiente por 15 min; seguido do resfriamento em Mufla até a temperatura ambiente (para evitar a oxidação);
- A.6 Pesagens dos resíduos gerados, (registro);
- A.7 Utilizando uma Mufla, em ambiente à 550 °C, com amostra da biomassa seca em estudo permanece nesse ambiente por 15 min;
- A.8 Resfriamento em bancada e pesagem dos resíduos finais gerados, (registro);
- A.9 Cálculos dos valores obtidos em grama e percentual.

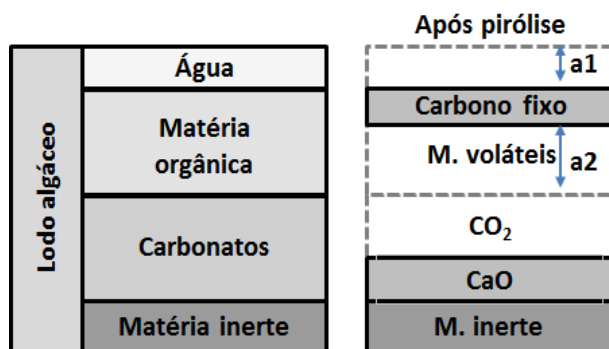


Figura 13: Análise imediata: à 1.000 °C.

Etapa B: Pirólise à 1.000 °C, seguido de oxidação da biomassa

B.1 Repetição dos passos da Etapa 1, adequando a temperatura de 550 °C para 1.000 °C.

A pirólise da biomassa a 550 °C à atmosfera inerte e oxidante torna possível determinar as quantidades de matéria volátil e FC, respectivamente. O valor da matéria volátil deve considerar a umidade da biomassa úmida ($a_1 + a_2$). A atmosfera de N₂ com ar conduzem à oxidação do resíduo sólido na pirólise. Isso é o carbono fixo (Cf) e pode ser calculado pela **Equação 4**. O valor obtido para a matéria volátil na análise imediata é pouco superior ao do obtido na TGA, pois na análise imediata a matéria volátil entra em contato com a amostra no interior do cadinho fazendo com que a repolimerização de alguma matéria volátil em carbono pirolítico. E essa matéria volátil não é retida.

$$C_f = b - (a_1 + a_2) \quad \text{Equação 4}$$

A 1.000 °C e com a degradação térmica da matéria orgânica e ocorre o processo de descarbonatação. Os carbonatos são assumidos como sendo essencialmente calcário. Considerando-se a decomposição de CaCO₃ em CaO e CO₂, pode ser calculado de acordo com a **Equação 5** e determinar a quantidade de CaCO₃. O valor de Cf (1.000 °C) pode ser calculado pela **Equação 6**, cujo resultado pode ter pequena diferença quando comparando com o cálculo para Cf (550 °C).



$$C_f = a_1 + a_2 + CaCO_2 \quad \text{Equação 6}$$

2.3.2.6 Singás: análise elementar do resíduo e poder calorífico do singás

Para a análise da composição do singás produzido foi utilizado o analisador de gás Texto, modelo 350-XL, do fabricante CE. Esse instrumento mede as porcentagens máximas dos produtos gasosos da combustão O₂, CO₂i, CO, NO, NO₂, NO_x, H₂ e CXHY, em ppm, com auxílio de células eletroquímicas, e a porcentagem máxima de

CO₂, com auxílio de uma célula infravermelho. Essas medidas colaboram na investigação da frente de combustão e na segurança operacional. O PCS do singás foi calculado a partir da **Equação 7**, sendo essa aplicada para carvão mineral considerando a respectiva análise elementar, (Mason e Gandhi, 1983), *apud* (Tomeczek, 1994), *apud* (Lora, 2004).

$$\text{PCS} = 34,095 \cdot C + 132,298 \cdot H + 6,848 \cdot S - 1,531 \cdot A - 11,996 \cdot (O + N) \quad \text{Equação 7}$$

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Análise termogravimétrica

A curva termogravimétrica (TG) em ambiente de combustão foi obtida utilizando o equipamento SDT Q600 V20.9 Build 20 da TA Instruments, segundo a ASTM E2105-00. A análise foi realizada em temperatura de 25 °C a 1.000 °C, à atmosfera dinâmica de oxigênio com vazão de 50 ml.min⁻¹, taxa de aquecimento de 2,20 e 100 K.min⁻¹, utilizando cadinho de Al₂O₃. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta a evolução das curvas TG, DTG e do Fluxo para o lodo algáceo realizando uma rampa de temperatura 25-1000 °C, a uma taxa de aquecimento de 10 K.min⁻¹, com massas de amostra de 22,55 mg e 10,00 mg em atmosfera oxidante (ar) e inerte (N₂) respectivamente.

Avaliando em atmosfera oxidante contata-se que a curva de TG apresenta 3 (três) significativas perdas de massa que podem ser confirmadas na derivada da TG. A primeira perda ocorre entre 25 e 150 °C a amostra perde em torno de 10,4 % da massa, possivelmente relativo à evaporação da água livre. Na faixa entre 150 e 425 °C aproximadamente acontece à primeira oxidação à baixa temperatura onde os gases formados pelo volatilização das moléculas da biomassa são oxidados. Portanto, pode-se supor que parte dos 45,6 % de massa perdida é devido à oxidação do material volátil. O carbono fixo formado é possivelmente oxidado na faixa de 425 a 770 °C. No entanto, não é possível determinar a massa de carbono fixo, pois no entorno de 425 °C as reações se sobrepõem. Após a combustão a amostra permanece com 12,1 % de massa que equivale ao teor de cinzas.

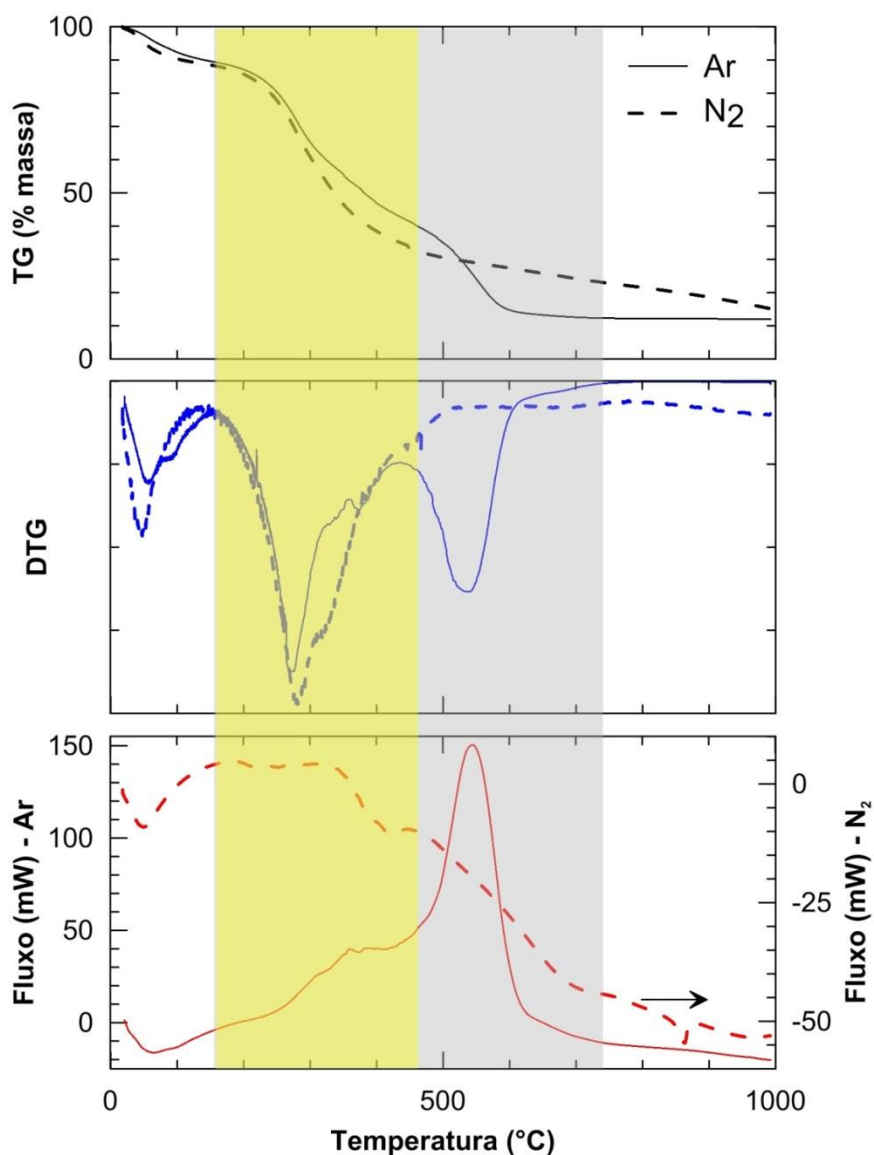


Figura 14: Análise termogravimétrica do lodo algáceo.

Confrontando o resultado da atmosfera oxidante com a inerte, tem-se a comentar. A massa perdida devido à evaporação da água é similar (10,7 %) ao da atmosfera oxidante, pois a evaporação não é uma reação química, mas um fenômeno termodinâmico. A segunda perda de massa, começando em torno de 150 °C, não se tem claro ponto de finalização, pois a perda de massa continua além dos 1000 °C. Realizando um estudo de crescimento da derivada pelas tangentes da curva, chega-se a temperatura a partir do qual a derivada é constante. Para essa temperatura, em torno de 465 °C, a perda de massa estimada é de aproximadamente 46,6 %, supostamente atribuída à massa de voláteis presentes no lodo algáceo. No entanto, deve-se ratificar que esse valor atribuído aos voláteis é uma tentativa grosseira para

estimar a composição, visto que a partir de 465 °C, a amostra continua a perder massa. A contínua perda de massa possivelmente atribuída à presença de uma matriz inorgânica na composição do lodo algáceo. Uma vez que a 1000 °C a amostra continua em processo de conversão termoquímica, não foi possível estimar os valores do carbono fixo e inerte (cinzas e minerais).

A Figura 14

também apresenta as curvas do fluxo de calor por unidade de massa para cada amostra. Observam-se dois picos endotérmicos, sendo o primeiro atribuído somente à fusão do material entre 94 a 127 °C. Tal comportamento pode ser confirmado na TG, uma vez que nessa faixa de temperatura não se observa perda de massa. O segundo pico ocorre entre 464 e 475 °C onde a reação de fissão da molécula de PE, confirmado quando se confronta esses resultados com os das TG's.

2.4.2 Densidade do lodo algáceo

O valor obtido da densidade do lodo algáceo em base seca é de $1.227,8 \pm 11,0$ kg.m⁻³. O correspondente valor do lodo algáceo úmido é menor em 10,7%. Comparando os valores obtidos constata-se que a massa específica do pó de serra é menor em 44,51% em base seca e 55,81% do que o lodo algáceo úmido.

2.4.3 Análise elementar do lodo algáceo e do resíduo.

Os valores obtidos para o lodo algáceo em base seca referente à análise elementar são: C, $47,78 \pm 7,23$ %; H, $6,84 \pm 1,34$ %; N, $4,07 \pm 1,38$ % e S, $1,51 \pm 0,30$ %. O valor do oxigênio foi calculado por diferença: O, $39,83 \pm 0,30$ %. Registra-se que a quantidade de oxigênio quantificada foi originada somente a partir da matéria orgânica, pois o analisador não detecta o oxigênio contido pela matéria mineral, que é lançado como CO₂ durante a descarbonatação dos carbonatos, (Martins, 2010).

2.4.4 Calorimetria térmica do lodo algáceo e resíduo

O PCS do lodo algáceo obtido experimentalmente em base seca foi de $21,29 \pm 0,96 \text{ MJ.kg}^{-1}$, sendo que o respectivo valor do lodo algáceo úmido é menor em 7,35%. Os valores calculados de forma empírica e a partir das Equações 1 (Dulong) e 2 (Vandrale) apresentam os seguintes resultados $22,73 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e $20,56 \text{ MJ.kg}^{-1}$. Os valores calculados para o PCI foram: experimental, $19,88 \pm 0,90 \text{ MJ.kg}^{-1}$; Dunlog, $21,22 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e Vandrale, $19,20 \text{ MJ.kg}^{-1}$. O resultado experimental e os empíricos estão dentro da mesma ordem de grandeza e estão dentro da faixa de valores informada para os lodos algáceos, (14 a 21 MJ.kg^{-1}) e inferior ao carvão mineral (23 a 28 MJ.kg^{-1}), (Demirbas, 2004) *apud* (Lora, 2012). É maior do que o valor do eucalipto, ($19,40 \text{ MJ.kg}^{-1}$), (Lora, 2004) e das madeiras brasileira, ($19,62 \text{ MJ.kg}^{-1}$), (Quirino, 2005), e inferior ao das fezes humanas, ($23,22 \text{ kJ.kg}^{-1}$), (Dalvi, 2015). Suopajärvi informa que o valor do PCS das biomassas varia de $18,54 \pm 6,36 \text{ MJ/kg}$, sendo que o PCI da biomassa de madeira seca varia de $19,15 \pm 1,20 \text{ MJ.kg}^{-1}$, (Suopajärvi *et al.*, 2013). O valor do PCS do bio-óleo de biomassa de algas e de restos de biomassa lenhosa no valor é de $24,57 \text{ MJ.kg}^{-1}$, sendo que a biomassa de madeira seca varia de $17,5 \pm 2,12 \text{ MJ.kg}^{-1}$, (Wang *et al.*, 2013). O PCS do lodo algáceo é inferior ao coque de petróleo, do carvão de coque, do carvão betuminoso e do carvão, com valores de 30, 29, 26 e 23 MJ.kg^{-1} respectivamente e superior aos das árvores renováveis, da biomassa herbácea, da palha de milho, dos resíduos florestais e do bagaço de cana-de-açúcar, com valores de 20,17, 16,15 e $15,0 \text{ MJ.kg}^{-1}$, respectivamente,

Utilizando reator de bancada em contra corrente (Dalvi, 2015) com amostras do lodo algáceo em forma briquetes foi constatado que a gaseificação gerou gás tendo como resíduo final pouca quantidade de cinzas e de grãos oxidados. Os briquetes foram fabricados manualmente com baixa compactação em forma de bolas com diâmetro de 20 a 25 mm. A massa para fabricação dos briquetes utilizou o lodo algáceo, água e adesivo universal PVA na proporção de $25 \text{ mL}_{\text{adesivo}} * \text{L}^{-1}_{\text{água}}$. Também foram realizados três ensaios do PCS com amostras de briquetes secos e outros com briquetes secos e com o acréscimo 1 e 2 gotas de água em cada amostra (bola) ensaiada. O acréscimo de 1 gota significou o aumento de 14,13 % do PCS do lodo

algáceo e o com 2 gotas, aumento de 0,49 % do PCS. Isso significa que é possível gaseificar o lodo algáceo em condições ambientais com umidade até 10 %.

2.4.5 Análise imediata do lodo algáceo

Os valores obtidos na análise imediata do lodo algáceo foram os seguintes: U, 6,63 %; MV, 65,78 %; Cf, 13,09 %, cz, 7,84 %, CO₂, 3,73 % e CaO, 2,03 %. Analisando os valores, pode-se dizer que o lodo algáceo tem semelhança com a casca de arroz, pois essa se caracteriza por U com 10,61 %, (Morais, 2006), MV, 59,5 %, (Diniz, 2005) e Cf, 15,8 %, (Barreto, 2008).

2.4.6 Análise elementar dos resíduos e poder calorífico do singás

Os resultados da análise elementar dos resíduos do lodo algáceo formam: C, $1,12 \pm 0,27$ %; H, $0,10 \pm 0,01$ %; N, 0,00 %; S $0,133 \pm 0,016$ %; e O, $98,86 \pm 12,32$ %. O valor obtido no PCS do singás gerado é de $21,15 \text{ kJ.kg}^{-1}$.

2.5 CONCLUSÃO

O lodo algáceo se apresenta com forte cheiro, cor marrom avermelhada e grãos verdes escuros, forma irregular e quinas arredondadas. O valor PCS é de $21,29 \pm 0,96 \text{ kJ.kg}^{-1}$, superior ao das árvores renováveis, das biomassas herbáceas, da palha de milho, dos resíduos florestais e do bagaço de cana-de-açúcar e densidade superior ao pó de serra. A análise termogravimétrica registra que na faixa de temperatura entre 150 e 425 °C acontece a primeira oxidação à baixa temperatura onde os gases formados pelo volatilização das moléculas da biomassa, são oxidados. O carbono fixo formado é, possivelmente, oxidado na faixa de 425 a 770 °C. Os gases gerados tem a presença de 30 % de O₂, 28,4 % de CO₂ e 36,62 % de H₂ e CO com 443 ppm e PCS de $21,15 \text{ kJ.kg}^{-1}$. A análise elementar do lodo algáceo em base seca é composto por: C, $47,78 \pm 7,23$ %; H, $6,84 \pm 1,34$ %; N, $4,07 \pm 1,38$ %; e S, $1,51 \pm 0,30$ %. Da análise imediata pode-se dizer que o lodo algáceo é semelhante à casca do arroz. Para gaseificar o lodo algáceo recomenda-se utilizá-lo

em forma de briquete, a partir da massa do lodo algáceo, água com adesivo universal PVA, podendo ser conter umidade até 10 %.

3 POTENCIAL ENERGÉTICO DO LODO ALGÁCEO EM LAGOA FACULTATIVA

3.1 INTRODUÇÃO

A gestão das águas residuais dos esgotos domésticos representa uma preocupação devido ao aumento da população mundial e do seu volume após a metade do século 20, (Posadas, 2015). O esgoto sanitário doméstico é composto por águas residuais que contêm gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos, (Khan, 2011). Em um sistema de tratamento de esgoto deve ser caracterizado pela eficiência na redução dos nutrientes e pelo menor impacto ambiental possível, (Yaakob, 2011). A descarga inadequada das águas residuais domésticas no meio ambiente pode provocar problemas tal como a eutrofização ou depleção de oxigênio nos córregos, lagos e rios.

3.1.1 Motivação

O tratamento biológico é uma das alternativas mais econômicas e eficientes para a degradação da matéria orgânica de efluentes biodegradáveis. É onde ocorre a ação de agentes biológicos como bactérias, protozoários e algas. No tratamento aeróbio os micro-organismos degradam as substâncias orgânicas, que são assimiladas como "alimento" e fonte de energia, mediante processos oxidativos. Os sistemas aeróbios mais comuns são lagoas aeradas, filtros biológicos e os sistemas de lodos ativados que propiciam a melhor eficiência em remoção de cargas. No processo anaeróbio parte da matéria orgânica é convertida em gás carbônico e metano. Há risco de ocorrer emissões de odores nesse sistema. É recomendada a compor o processo com queimadores de gases para evitar a poluição na camada de ozônio. Os sistemas de tratamento anaeróbio são compostos por lagoas anaeróbias, tanques sépticos, filtros anaeróbios e os reatores de alta taxa de carga orgânica por volume tais como o UASB.

3.1.2 Objetivos

Objetivo geral:

Avaliar o potencial energético do lodo algáceo em sistemas de tratamento de esgoto.

Objetivos específicos:

Analisar o retorno sobre o investimento da energia contida no lodo algáceo removido e coletado em modelos selecionados através da::

- Remoção e coleta do lodo anaeróbio;
- Disponibilidade energética no reator UASB;
- Remoção e coleta do lodo algáceo na lagoa de alta taxa;
- Geração de energia do lodo algáceo;
- Utilização da energia para a geração;
- Potencial energético do sistema.

3.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.2.1 Tratamento de esgoto sanitário

O tratamento primário em uma ETE promove a remoção de sólidos grosseiros quando os compostos carbonáceos são transformados em compostos mais simples por meio da atividade microbiana. O tratamento secundário visa a remoção de matéria orgânica, e a redução dos nutrientes. No tratamento terciário ocorre a adequação do efluente para seu lançamento ao corpo receptor para a remoção complementar de poluentes que não foram suficientemente removidos no tratamento secundário, (von Sperling, 2005).

Existem inúmeros sistemas de tratamento aeróbios como os processos de lodo ativados, os reatores de leito fluidizado, as lagoas aeradas, dentre outros, (Khan,

2011). O processo por lodo ativado se caracteriza por ser capazes de atingir elevadas eficiências na remoção da matéria orgânica ($> 90\%$ DBO₅) e ser adaptável à remoção de nitrogênio e fósforo embora gerando grande produção de lodo anaeróbio e consequentemente exigindo despesas com o processo de desaguamento e disposição final desse resíduo e gerar como subproduto uma mistura de gases que desfavorece seu aproveitamento energético e contribui para o efeito estufa. A aeração contida nos sistemas de lodos ativados representa de 45 a 75% do total dos custos de operação em uma estação de tratamento de esgoto convencional (Posadas *et al.*, 2015).

O tratamento anaeróbio é uma opção atraente para países de clima quente, pois as temperaturas superiores a 20°C favorecem o metabolismo dos microrganismos envolvidos na depuração da matéria orgânica, (Lew, 2011). A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual diferentes tipos de microrganismos promove a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano e gás carbônico, devido a ausência do oxigênio molecular. Os principais fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia das águas residuais são a temperatura, o pH, a alcalinidade, a presença de nutrientes. Caracterizam-se pela capacidade de assimilação de cargas tóxicas, pela transferência de massa e sobrecargas hidráulicas e bem como pela atividade metanogênica, (Veronez, 2002). ETE's dotadas de processos anaeróbios encontram ampla aceitação e é a opção preferencial para o tratamento de esgoto. Sistemas anaeróbios, como as lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, os filtros anaeróbios, os reatores anaeróbios do tipo UASB encontraram ampla aceitação de mercado tornando-se a opção para o tratamento de esgoto doméstico devido a sustentabilidade, (Souza, 2010).

3.2.2 UASB *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

Os reatores tipo UASB são os principais representantes da tecnologia de tratamento anaeróbio e a opção mais evidente atualmente para o tratamento de esgoto doméstico no Brasil, (Souza, 2010). Apresentam como vantagens o um balanço energético favorável devido à recuperação do biogás, composto por aproximadamente 70% de metano, (Torres, 2014), menor produção do lodo

anaeróbio, menor custo de implantação, operação e manutenção do sistema, maior carga volumétrica, dentre outras, (Khan, 2011), apesar da menor eficiência na remoção de matéria orgânica do esgoto ($< 70\%$ DBO₅), (Torres, 2014). Caracterizam-se por permitir a concepção de sistemas de tratamento de esgoto com maior sustentabilidade, alta produtividade energética, baixos custos de implantação e operação e, conseqüentemente, menores impactos ambientais,, (Torres, 2014),, tratando esgoto com baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), porém, com elevado tempo de retenção de sólidos (TRS), com baixo crescimento celular e possibilita a geração do subproduto biogás, com elevado teor de metano que pode ser utilizado para a geração de energia, (Souza, 2010),

3.2.3 Adição de CO₂ em lagoas de alta taxa

O CO₂ tem uma influência fundamental sobre a produção do lodo algáceo, uma vez que cerca de metade do lodo algáceo é carbono. A demanda de CO₂ em sistemas abertos pode ser obtida a partir de atmosfera, fornecido como um gás puro, ou fornecida por meio de gases de combustão (Borecki *et al.*, 2013). Foi constatado que a adição de gás de combustão contribui para o controle do pH dos sistemas do tratamento secundário de esgoto sanitário doméstico em lagoas de alta taxa. O controle do pH influenciou na produção do lodo algáceo. A composição do lodo algáceo é influenciada pela adição de gás de combustão, mostrando-se eficaz ambientalmente devido à mitigação de gases de efeito estufa, além de melhorar a qualidade final do efluente, (Posadas, 2015). A adição de CO₂ em sistemas de cultivo de algas aumenta a disponibilidade de carbono para o crescimento algáceo, além de controlar a inibição de produção proveniente dos altos valores de pH e altas concentrações de amônia, (Arbib Z., 2013).

Altos índices de pH ($> 9,0$) ocasionam a redução da disponibilidade de CO₂ e da taxa de fotossíntese e a disponibilidade da fonte carbonácea nas formas de HCO₃⁻ e CO₃⁻², acarretando um maior custo energético para a assimilação das algas e menor produtividade do lodo algáceo. Dessa forma, faz-se necessário o controle da faixa de pH em torno de 7,0 a 8,5. A remoção físico-química de nutrientes pode ser reduzida com a adição de CO₂ e pode ser compensada pela produção adicional do

lodo algáceo e a decorrente assimilação de nutrientes, (Park, 2011). Com a adição de CO₂ pode ocorrer aumento superior a 30 % na remoção e coleta do lodo algáceo, manter o pH abaixo de 8, reduzir a perda de nitrogênio pela volatilização da amônia (5 a 9 % de perda, contra 24 % de perda na lagoa sem adição de CO₂), e aumentar a assimilação de nitrogênio, (Park, 2011).

O biogás produzido pela digestão anaeróbia em uma ETE pode ser queimado para a geração de energia e que o gás de combustão resultante seja utilizado como fonte de CO₂ em lagoas de alta taxa, (Chisti, 2008). A adição de CO₂ pode ser utilizada como uma alternativa eficaz para reduzir a emissão desse gás, diminuindo o impacto do CO₂ sobre o ambiente, contribuindo para a sustentabilidade do sistema e, reduzindo o custo da remoção e a coleta do lodo algáceo, (Rosa *et al.*, 2011).

3.2.4 Pós-tratamento de efluente anaeróbio

Apesar das vantagens da digestão anaeróbia, o efluente de um reator UASB, por exemplo, não está em conformidade com as normas de lançamento de efluentes estabelecidos pelas agências ambientais, (Khan, 2011). Faz-se necessário uma etapa de polimento para a remoção dos componentes orgânicos remanescentes e dos nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo do efluente, (Razzak, 2013). A seleção de tecnologia sustentável adequada para o pós-tratamento do efluente UASB deve ser baseada na valorização dos conceitos ambientais que visem à recuperação da água residuais, lançamento e reutilização como subproduto, através do uso de tecnologias simples e conceitos aprofundados a respeito da qualidade do efluente, (Khan, 2011). Dentre as opções para o pós-tratamento do efluente UASB, as lagoas de polimento constituem uma das alternativas mais atraentes para a desinfecção de efluentes, uma vez que mantêm a simplicidade conceitual e o baixo custo típico dos reatores anaeróbios, (Khan, 2011); (Von Sperling, 2005); (Chernicharo, 2007) e (Silva, 2009).

A presença das algas em estações de tratamento de esgoto desempenha um papel importante em lagoas de alta taxa por oferecer processos de baixo custo para tratamento de efluentes, serem utilizada como agentes de bioremediação na

remoção de nutrientes, fornecer oxigênio para as bactérias decompositoras de matéria orgânica, ter a capacidade de fixar o dióxido de carbono do ambiente, reduzir as emissões de gases causadores do efeito estufa e melhorar a qualidade das águas residuais das águas residuais, (Cai *et al.*, 2013) e (Li, 2013) e (Razzak, 2013).

3.2.5 Tratamento terciário de águas residuais

O tratamento terciário de águas residuais gera uma quantidade expressiva de lodo algáceo, e que, se não removido, coletado e tratado adequadamente, pode causar impactos ambientais ao corpo hídrico receptor. A remoção e coleta eficiente do lodo algáceo é essencial para a qualidade do efluente, pois essa confere ao efluente tratado, elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos em suspensão que contem nutrientes, (Jensen, 2014). O lodo algáceo pode viabilizar a geração de energia por servir como matéria-prima para diferentes subprodutos aproveitáveis. A remoção e coleta do lodo algáceo é essencial para viabilizar a geração de energia, bem como para a obtenção do efluente que atenda aos requisitos ambientais, (Park, 2011).

3.2.6 Balanço massa e energia

Modelos matemáticos podem ser utilizados para estimar a produção de metano em reatores anaeróbios de tratamento de esgoto. Uma das abordagens utilizadas para estimativa é a realização de um balanço de massa, baseando-se no princípio da conservação de massa da matéria orgânica. Esse balanço de massa pode ser realizado de modo indireto, utilizando-se como indicativo a DQO. A DQO traduz a quantidade total de ligações químicas nos compostos presentes na amostra que potencialmente está disponível para a reação com o oxigênio, (Eller, 2013). O balanço de massa é uma descrição quantitativa dos materiais que entram no sistema, os que saem que são gerados, que são consumidos e que são acumulados no volume ou sistema analisado, (Von Sperling, 2005), conforme **Equação 8**:

$$\text{Acumulação} = (\text{entrada} - \text{saida}) + (\text{produção} - \text{consumo}) + \text{acumulado} \quad \textbf{Equação 8}$$

Um modelo para o balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia em reatores UASB, utilizados para o tratamento de esgoto doméstico a partir do processo de degradação de matéria orgânica, baseia-se na conversão em lodo anaeróbio (anabolismo ou absorção), conversão em metano (catabolismo fermentativo), mineralização através de oxidação (catabolismo oxidativo) e permanência na fase líquida (descarga no efluente), (Leitão, 2006). O princípio do balanço de massa também pode englobar a parcela de energia de forma simultânea, gerando um balanço de massa e energia que é a base para quantificar, por exemplo, o processo de digestão anaeróbia para a produção de biogás. Dessa forma, ao final, o balanço de massa é utilizado para estimar o potencial energético do sistema, por meio da energia produzida na forma de biogás na digestão anaeróbia (Alcântara *et al.*, 2013).

3.2.7 Produção do biogás

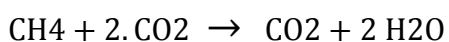
O biogás é produzido na fase metanogênica do metabolismo anaeróbio, que converte acetato e hidrogênio, produzidos em etapas anteriores a da digestão anaeróbia, em metano e gás carbônico, (Chernicharo, 2007). Em unidades anaeróbias de tratamento de esgoto, a composição química do biogás vai depender do tipo e da concentração da matéria orgânica a ser digerida, das condições físico-químicas dentro do digestor (temperatura, pH, alcalinidade, etc) e da presença de ânions como sulfatos e nitratos. A composição química do biogás também pode estar relacionada às condições ambientais presentes no reator e às características do material orgânico degradado variando entre as diferentes fontes, e ainda no decorrer do tempo para uma mesma fonte (Morais, 2015).

O biogás produzido em reatores anaeróbios de tratamento de esgotos domésticos apresenta composição geral de 70 a 80 % de metano, 5 a 10 % de dióxido de carbono e de 10 a 25 % de nitrogênio - dissolvidos no esgoto doméstico, (Eller, 2013). Para o tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são da ordem de 60 a 80 %, (Chernicharo, 2007). O gás metano é o combustível do biogás, logo o PCS do biogás está diretamente relacionado com a quantidade desse

composto na mistura gasosa. A presença de substâncias não combustíveis no biogás, como H₂O e CO₂, prejudica o processo de queima tornando-o menos eficiente, uma vez que, presentes na combustão, esses compostos absorvem parte da energia gerada, (Eller, 2013). O PCS está diretamente relacionado com a quantidade de metano existente na mistura gasosa.

O PCS do biogás bruto é de cerca de 6 kWh/m³, equivalente ao PCS de meio litro de óleo diesel, e o do gás purificado é 9,5 kWh/m³, (Coelho *et al.*, 2001). O PCS, entretanto, depende da eficiência dos equipamentos empregados no uso energético do gás. O PCS do biogás se torna menor à medida que se eleva a concentração das impurezas, pois no biogás, as concentrações de outros gases são muito pequenas quando comparadas às de metano e gás carbônico e podem restringir as propriedades físico-químicas do biogás a apenas esses dois componentes, (Eller, 2013). Em decorrência disso, o biogás tem sido utilizado em muitos países como fonte de energia alternativa, e muitos estudos têm sido realizados a fim de verificar a viabilidade ambiental e econômica dessa utilização, (Holm-Nielsen *et al.*, 2009).

A produção teórica de biogás em reatores anaeróbios pode ser representada pela reação de oxidação completa do metano, na qual cada 16 g de CH₄ produzido correspondem à remoção de 64 g de O₂. Ou seja, é equivalente a uma remoção de 64 g de DQO. Na CNTP isso corresponde a 350 ml de CH₄ para cada grama de DQO degradada como descrita na **Equação 9**, (Chernicharo, 2007).



Equação 9

A determinação da produção teórica de metano por grama de DQO removida é expressa pela **Equação 10** e **Equação 11**, (Chernicharo, 2007):

$$V(\text{CH}_4) = \text{DQO}(\text{CH}_4) / K(t)$$

Equação 10

onde:

$$K(t) = (p \cdot K) / (K \cdot R(273 + T))$$

Equação 10

A produção teórica de metano não é alcançada na prática; essas perdas podem variar de 20 a 50% em função da transferência deste gás da superfície da água no reator para a atmosfera leitão. Esta perda dependerá do tamanho da superfície e da presença ou não de uma cobertura (hermética) na superfície do reator. No entanto, a recuperação de metano como biogás na prática é bem menor que a produção teórica prevista na base de considerações estequiométricas, (Leitão, 2006). A perda de metano é causada basicamente por vários fatores, como a fração de metano que é solúvel no efluente, contribuindo na DQO do efluente, a fração que escapa para zona de sedimentação e a fração perdida na tubulação de coleta do biogás (Moraes, 2015).

3.2.8 Geração da energia

O biogás produzido em digestão anaeróbia pode ser utilizado para diversas aplicações: uso direto do gás em caldeiras ou dispositivos de aquecimento; combustível para motores acoplados a geradores de energia; cogeração de calor e eletricidade; modificação e purificação do biogás para obtenção das especificações do gás natural, para ser utilizado em veículos ou abastecer uma rede de gás local (Chen, 2008). As possibilidades para o aproveitamento do biogás produzido em ETE são a queima direta, visando à geração de calor e na conversão em eletricidade. O biogás gerado durante a digestão anaeróbia que não for aproveitado deve ser queimado para evitar o aumento do efeito estufa, (Jordão e Pessoa, 2011).

A conversão energética do biogás pode também ser transformar a energia química contida nas suas moléculas e transformada em energia mecânica por um processo de combustão controlada. Essa energia mecânica ativa um gerador, responsável por sua conversão em energia elétrica (Coelho *et al.*, 2006). Por outro lado a presença de água e CO₂ no biogás prejudica o processo de queima, tornando-o menos eficiente. Outros contaminantes, como o gás sulfídrico (H₂S) podem estar presentes, possibilitando a corrosão precoce dos equipamentos, diminuindo tanto a vida útil, quanto o rendimento do motor térmico utilizado (Coelho *et al.*, 2006).

O biogás também pode ser utilizado na secagem e higienização térmica do lodo anaeróbio excedente do reator UASB e como consequente gerar ganhos como a redução do volume do lodo anaeróbio, maior controle sanitário com redução dos custos no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura. A redução das emissões de CO₂, decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo anaeróbio; e a possibilidade da fomento da agricultura familiar, (Eller, 2013).

Cada fonte de biogás precisa ser analisada para verificar a melhor utilização. Como combustível, é viável em digestores de esgoto de grande escala, que geram grandes quantidades de biogás. Muitas ETE's municipais de pequena escala não geram biogás suficiente para que o seu aproveitamento energético seja viável financeiramente. O biogás produzido em reatores anaeróbios pode também ser queimado e aproveitado em sistemas integrados e/ou convertido em energia de modo a suprir a demanda energética do sistema, e evitar sua emissão para a atmosfera, já que o metano é um gás do efeito estufa (GEE) de grande potencial de aquecimento, (Beal, 2012),

Ademais, sistemas de tratamento de água e esgoto representam o segundo item de maior custo para os serviços públicos, e estima-se que, ao longo dos próximos anos, deve ocorrer um adicional nos custos para manter e melhorar a infraestrutura dos sistemas de tratamento, (Gude, 2015), sobretudo em tempos de crise hídrica como é o caso do Brasil. Dessa forma, reduzir o consumo de energia para o tratamento de águas residuais, por meio de tecnologias mais eficientes e produtoras de energia, tende a evitar a degradação ambiental e diminuir gastos com energia.

3.2.9 Geração de energia a partir do lodo algáceo

O lodo algáceo pode ser matéria-prima para vários biocombustíveis e por diferentes métodos, com amplos benefícios e em curto período de tempo, por ser rica em compostos orgânicos diversificados: proteínas, carboidratos, lipídios e pigmentos, (Wang, 2011). . A digestão anaeróbica fornece o mais versátil e viável processo para a conversão do lodo algáceo em energia e não requer altas quantidades de

biomassa seca. É verdade, que a resistência da parede celular é geralmente o fator limitante para a digestibilidade celular de algas, (Chen G., 2015). A energia solar convertida e armazenada pelas células das algas pode ser recuperada através da digestão anaeróbia para a produção de metano, (Jensen, 2014). Pela transesterificação dos lipídeos à produção de biodiesel e da fermentação de carboidratos à conversão de bioetanol. E ainda, pode utilizado para a produção de fertilizantes e produtos fármacos, (Park *et all.*, 2011).

A biomassa de algas apresenta altos teores de proteína (40-50%), o que contribui para o aumento da concentração de amônia. A codigestão, com alto teor de carbono e baixo teor de nitrogênio, tem potencial para diminuir a toxicidade da amônia e aumentar a produção de biogás por unidade de volume no biodigestor (Salerno *et all.*, 2009). Se lodo algáceo a ser codigerido e não necessitar de qualquer processo de pré-tratamento como a hidrólise celular, as paredes celulares são capazes de proteger a célula contra as enzimas produzidas no processo anaeróbio e reduzir sua biodegradabilidade. Dessa forma, determinar a composição de algas é um modo de descobrir seu potencial de digestão e os processos de hidrólise podem ser aplicados a fim de reduzir a fração orgânica recalcitrante e, assim, aumentar a solubilidade do lodo algáceo e consequente digestão anaeróbia (Tsao, 1987). A codigestão ou pretratamento físico-químico são estratégias que podem aumentar significativa e eficientemente a conversão de matéria orgânica algácea em metano, (Mutanda *et all.*, 2011). Foi registrada a produção de 410 mL.g^{-1} SSV para o lodo algáceo por digestão anaeróbia e que pré-tratamentos podem aumentar a degradabilidade anaeróbia. Os valores dos sólidos suspensos voláteis são de 61,3 a 70,0%, (Frigon *et all.*, 2013).

É viável a integração das ETE's convencionais a sistemas de algas. A codigestão do lodo algáceo com o lodo anaeróbio, assumiu uma biodegradabilidade a 70 %, e obtiveram uma produção teórica do biogás em torno de $1536 \text{ L}_{\text{biogás}}.\text{kg}^{-1}$, ou $569 \text{ L}_{\text{biogás}}.\text{kg}^{-1}$ SSV ou, $370 \text{ L}_{\text{CH}_4}.\text{g}^{-1}$ SSV, (Krug E. B. M., 2012). A utilização de gás de combustão e nutrientes decorrentes de águas residuais permite reduções significativas nas emissões de gases de combustão e melhorias no balanço energético do sistema. Essas ações podem aumentar a competitividade na

comercialização de produtos e energia a partir do lodo algáceo, (MMA - PNUD, 2010).

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar a viabilidade energética de um combustível deve ser calculado pela relação entre a energia de saída e a energia de entrada em um processo. O EROI foi criado para prover uma quantificação numérica dos benefícios energéticos. É calculado pela relação entre a energia de saída e a energia de entrada em um processo, ou seja, da quantidade de energia obtida em relação à quantidade de energia utilizada para se obtê-la, (Bargigli *et all.*, 2004) *apud* (Sena, 2013). Se o valor de EROI for igual a 1, significa que a energia obtida no processo é igual a investida e essa fonte energética não é viável. Quanto maior for do EROI mais eficiente é o combustível. No início da produção de petróleo, o valor de EROI situava-se em torno de 100. Em meados do século 20, passou a valer 50 e em 2013, passou a valer 9. Para o gás de xisto e as areias betuminosas o valor de EROI é próximo de 4. Estudos indicam que, para haver desenvolvimento econômico, o EROI deve ficar entre cinco e nove. Para determinada matéria-prima ser fonte de energia viável, o valor do EROI calculado precisa ser maior do que 1 pois indica se tratar de uma fonte de energia. A conclusão da análise de um processo energético que resultar em $EROI < 1.0$ classifica o processo como dissipador de energia, (Raugei *et all.*, 2015), (Heun, 2012) *apud* (Sena, 2013).

Uma associação estudou a viabilidade econômica e considerou o desempenho teórico de estações de tratamento baseados em balanços de massa e de energia e concluíram um EROI igual a 1,44, com funcionamento integrado de um sistema de lodos ativados para tratamento de esgoto e lagoas de alta taxa para a produção de lodo algáceo, (Beal, 2012). Krug *et all.* estudaram a integração de um sistema de algas a uma estação de tratamento de esgoto, analisando as implicações para o potencial energético e os fluxos para cada parcela do processo e estimaram o EROI para diversos cenários energético e constataram um único cenário com $EROI > 1$, com valor de 1,01, (Krug E. B. M., 2012).

O investimento energético é a soma entre a energia direta e a energia indireta utilizada para gerar a energia obtida. Se estimada em base de energia final, a energia direta é definida como o combustível e a eletricidade utilizada nos processos de produção, (Sena, 2013.). Raugei *et al* consideram como energia direta a energia primária para obtenção da eletricidade. A energia indireta é a energia usada na economia para produzir os materiais necessários à atividade da cadeia produtiva e para produzir e manter o capital usado para extrair os recursos, (Bargigli *et al.*, 2004). Cleveland e, Hu *et al* consideram como energia indireta a energia usada para construir dutos e instalações. A dificuldade de avaliação do EROI com energia indireta é que raramente este tipo de investimento está disponível em forma de energia, (Hu Y., 2013), sendo necessária a conversão de valores monetários para valores energéticos, (Cleveland C., 2005.) e (Hu Y., 2013).

O EROI em sistemas produtores de energia necessita de um valor muito maior do que 1 para serem considerado superavitários em energia. O álcool de segunda ordem possui um EROI estimado em 80, Entretanto no poço cai para 15 e na biorefinaria para aproximadamente 1, devido aos gastos na produção energia ser praticamente igual a energia consumida pelo sistema. (Beal *et al.*, 2012).

3.3.1 Materiais

A Erro! Fonte de referência não encontrada. apresenta os modelos utilizados para presente estudo que têm em comum o aproveitamento do lodo algáceo. da adição do CO₂ na LAT, da participação do lodo algáceo ao reator UASB, da gaseificação do lodo UASB (do afluente e lodo algáceo), modelo 3, ou do lodo UASB (do afluente) juntamente com o lodo algáceo, modelo 4 e o descarte do lodo UASB nos modelos 1 e 2. O modelo 1 inicia pelo tratamento para a remoção dos sólidos grosseiros e em suspensão, seguindo para um reator UASB que também recebe o lodo algáceo originado da remoção e coleta dos nutrientes na LAT. O lodo encaminhado ao UASB visa romper as paredes celulares para aumentar a biodegradabilidade anaeróbia da codigestão, maximizar a produção do biogás no reator e aumentar a disponibilidade energética do sistema.

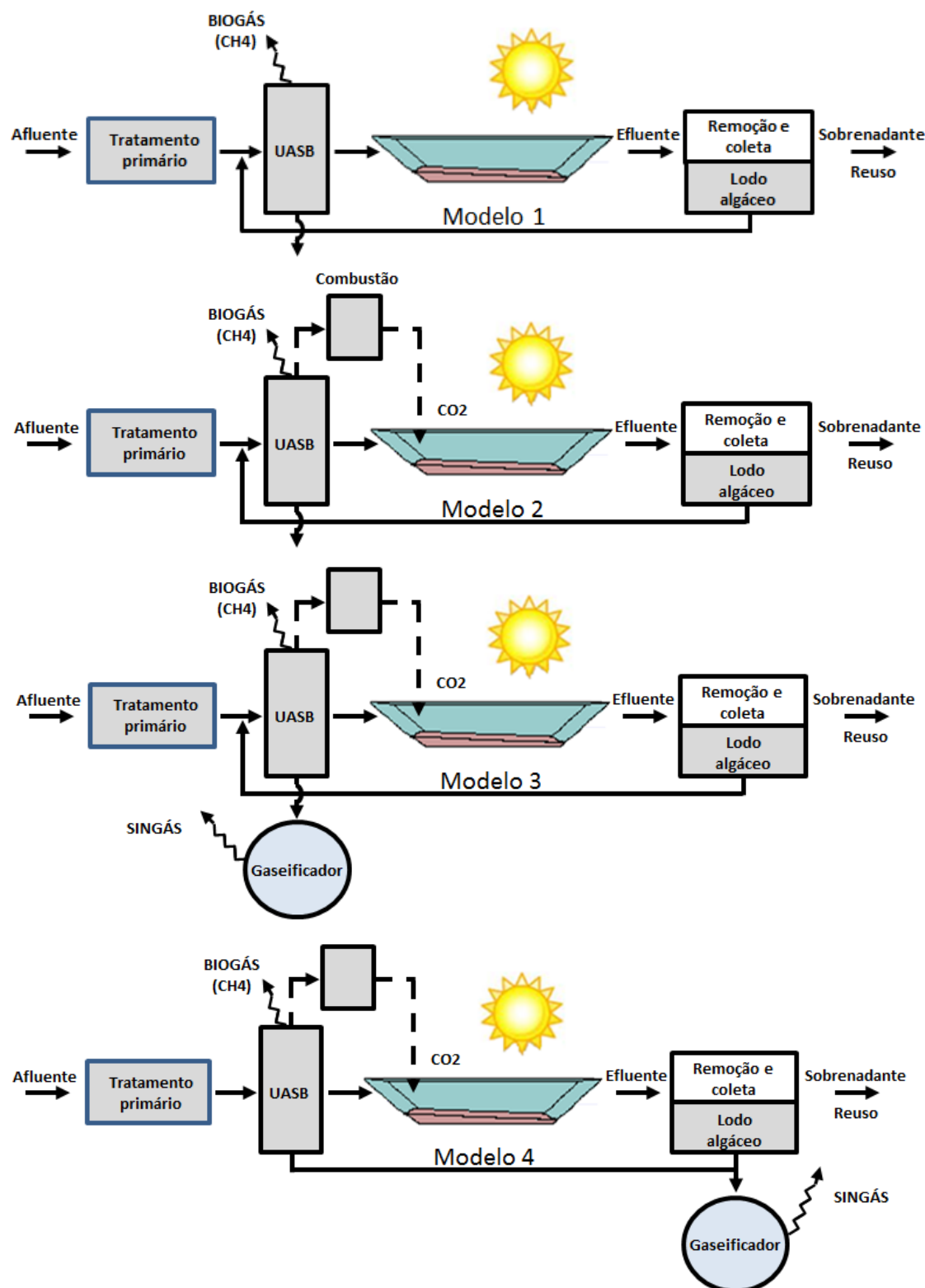


Figura 15: Sistemas de tratamento de esgoto – modelos para estudo

O efluente anaeróbico rico em nutrientes atua como substrato para o crescimento das algas, juntamente com a incidência da radiação solar. Na etapa seguinte tem-se o processo de remoção e coleta do lodo algáceo das águas residuais do efluente, que

proporciona um sobrenadante que atende aos padrões de reuso. O modelo 2 difere do modelo 1 por ter a adição do CO₂ na LAT proveniente da combustão do biogás produzido na digestão anaeróbia que age como fonte de carbono, aumentando a produtividade da remoção e coleta do lodo algáceo. Nos modelos 1 e 2 o lodo do UASB é descartado. No modelo 3 é semelhante ao modelo 2 com o acréscimo da gaseificação do lodo do UASB. O modelo 4 é caracterizado por diferir de um sistema de tratamento de esgoto tradicional pela adição do CO₂, da remoção e coleta do lodo algáceo e da gaseificação do lodo do UASB e do lodo algáceo produzido na LAT. A análise do potencial energético de um sistema de tratamento de esgoto visa analisar o modelo e por meio do balanço de massa e energia, quantificar a disponibilidade energética do sistema na forma de biogás. A metodologia está estruturada nos seguintes passos: dados de entrada; dados referenciais utilizados no estudo; cálculos operacionais; balanço de massa no UASB; balanço de massa na LAT; cálculo da energia gerada no sistema; cálculo da energia utilizada para a geração do sistema; balanço da energia no sistema e cálculo da Energia de Retorno sobre o Investimento – EROI.

3.3.2 Método

A análise do potencial energético de um sistema de tratamento de esgoto visa analisar o modelo por meio do balanço de massa e energia, quantificar a disponibilidade energética do sistema na forma de biogás. A metodologia está estruturada nos seguintes passos: dados de entrada; dados referenciais utilizados no estudo; cálculos operacionais; balanço de massa no UASB; balanço de massa na LAT; cálculo da energia gerada no sistema; cálculo da energia utilizada para a geração do sistema; balanço da energia no sistema e cálculo do índice da Energia de Retorno sobre o Investimento – EROI.

3.3.2.1 Dados de entrada

Foram considerados os seguintes dados de entrada para essa análise: população atendida pelo tratamento de esgoto, 20.000 habitantes; vazão do afluente, 40 L.s⁻¹ ;

altura da lâmina d'água, 45 cm, (Nascimento, 2001); DQO do afluente, $600\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, (von Sperling, 2005) e tempo de retenção hidráulica 6 d, (Nascimento, 2001).

3.3.2.2 Dados referenciais para os cálculos

Foram utilizados os seguintes dados como referência para os cálculos do procedimento do EROI: a eficiência máxima de conversão fotossintética da luz, $\eta_{\text{máx}}$, 2,4 %, (Park, 2011); a eficiência na captura do CH_4 da DQO removida, 75,0%, (Perroti, 2007); a eficiência na remoção da DQO, 70,0 %, (von Sperling, 2005), (Park, 2011); a eficiência na remoção e coleta do lodo algáceo, 90,0%, (Marger-Krug E. B. M., 2012); a conversão do biogás em energia elétrica, 30%, (Coelho, 2006) *apud* (Perovano, 2011); a produtividade do CH_4 a partir da digestão anaeróbia do lodo algáceo, $21, L_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{SST}}$, (Park, 2011), (Tartakovsky, 2015); a produtividade do CH_4 no *Syngas*, 67,5 %, (Zhao, 2014); a produtividade do lodo algáceo na produção do *syngas*, $28 \text{ MJ}_{\text{lodo algáceo}} \cdot \text{MJ}^{-1}_{\text{CH}_4}$, (Khoo, 2013); a radiação solar média anual no Brasil, $16,0 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, (Incaper, 2015); a relação SSV/SST do lodo algáceo na digestibilidade anaeróbia, 70 %, Andrada (2005); as perdas do CH_4 entre o balanço teórico e prático, 25 %, (Pierrotti, 2007); o aumento da produção do lodo algáceo após a adição de CO_2 , 30,0 %, (Park, 2011); o gasto de energia por Kg de DQO, $2.052 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{DQO}}$, (Craggs, 2005); o PCS do lodo algáceo, $21 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, (Park, 2011); o PCS do CH_4 , $12.000 \text{ kcal}\cdot\text{m}^{-3}$, (Moran & Shapiro, 2013); o percentual da presença do CH_4 no biogás ($\text{CH}_{4\text{Biogás}}$), 70 %, (Pecora, 2006).

3.3.2.3 Cálculos operacionais

Foram calculados os valores da vazão per capta do afluente fase inicial (válidos para todos os modelos) no valor de $0,1728 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$ e a vazão per capta do afluente no regime permanente (específicos para os modelos 1 a 3) no valor de $0,1737 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$.

3.3.2.4 Balanço de massa no UASB

A sequência de cálculos utilizados para o balanço de massa no UASB foi a seguinte: volume do CH₄ capturado devido ao afluente (DQO) em $L_{CH_4}.hab^{-1}.d^{-1}$; volume do CH₄ capturado devido ao lodo algáceo removido e coletado na LAT em $L_{CH_4}.hab^{-1}.d^{-1}$; volume do CH₄ capturado no sistema em $L_{CH_4}.hab^{-1}.d^{-1}$, para todos os modelos; valor das parcelas do lodo do UASB para descarte para os modelos 1 e 2 e para gaseificação para os modelos 3 e 4.

3.3.2.5 Balanço de massa na LAT

Foi calculada a produção do lodo algáceo anaeróbico em $g.m^{-2}.d^{-1}$ e em termos de SST e a respectivas produção do metano na LAT devido ao lodo algáceo. Destaca-se que para os modelos 2 a 4 foi considerada a adição do CO₂.

3.3.2.6 Energética gerada no sistema

O balanço de massa e energia foi estimado a partir dos princípios da conservação da matéria por meio do percentual de remoção de matéria orgânica, do aporte de nutrientes, da conversão do lodo algáceo e sua codigestão com o esgoto sanitário, para maximizar a produção de biogás e, conseqüentemente, aumentar o potencial energético do sistema, (Azevedo. 2016). A eficiência do reator UASB em termos de remoção de DQO foi definida com base no modelo empírico que é calculado em função do tempo de detenção hidráulica. A produção teórica do metano foi avaliada pela metodologia proposta, (Souza, 2010), especificamente para a parcela da alimentação do UASB pelo afluente, (modelos 1 a 4), pelo lodo algáceo, (modelos 1 a 3), pela gaseificação do lodo descartado (modelos 3 e 4) e o sistema para todos os modelos.

3.3.2.7 Energia gerada no sistema e a utilizada para a geração

Foi calculada a disponibilidade energética do CH₄ para o UASB considerando a alimentação do afluente (DQO), do lodo algáceo e de ambos, a disponibilidade energética para gaseificação devido ao lodo do UASB para o modelo 3 e lodo UASB e lodo algáceo no modelo 4. Com a mesma metodologia foram calculados os valores da energia utilizada para a geração.

3.3.3 Energia de Retorno sobre o Investimento, EROI

Foram realizados os seguintes cálculos para os 4 (quatro) modelos: EROI para o UASB quando alimentado pelo afluente e para quando alimentado pelo afluente e pelo lodo algáceo devido a remoção algal; EROI para a LAT devido a produção do singás na gaseificação devido ao lodo primário do UASB, para o modelo 3 e devido ao lodo primário do UASB e do lodo algáceo, para o modelo 4.

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Balanço de massa do reator UASB

Os volumes capturados do CH₄ devido ao afluente foram de 10,97 L_{CH₄}.hab⁻¹.d⁻¹ para os modelos 1 a 3 e de 10,92 L_{CH₄}.hab⁻¹.d⁻¹ para o modelo 4. Os volumes capturados do CH₄ devido a adição do lodo algáceo foi de 5,60 L_{CH₄}.hab⁻¹.d⁻¹, para o modelo 1 e de 7,28 L_{CH₄}.hab⁻¹.d⁻¹, para os modelos 2 e 3. Isso significa que no UASB os volumes capturados de CH₄ para os modelos 1, 2, 3 e 4 são respectivamente de 16,58; 18,26; 18,26 e 10,92 L_{CH₄}.hab⁻¹.d⁻¹. Os valores para descarte do lodo do UASB são de 323,35 e 375,35 mg.L⁻¹_{efl} para os modelos 1 e 2 e para a gaseificação de 375,37 e 150,00 mg.L⁻¹_{efl} para os modelos 3 e 4.

3.4.2 Balanço de massa na LAT

A produção calculada do lodo algáceo anaeróbico foi de 219,43 $\text{mg.L}^{-1}_{\text{afl}}$ para o modelo 1 e de 285,26 para os modelos 2 a 4. Isso significa a correspondente produção de metano de 5,60 $\text{L}_{\text{CH}_4}.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para o modelo 1 e de 7,28 $\text{L}_{\text{CH}_4}.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para os modelos 3 e 4 e de 7,25 $\text{L}_{\text{CH}_4}.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para o modelo 4.

3.4.3 Geração de energia no sistema

A disponibilidade energética no UASB devido ao metano originado do afluente foi de 0,8817 kWh.m^{-3} para os modelos 1 a 3 e 0,8819 kWh.m^{-3} para o modelo 4. Devido ao lodo algáceo foi de 0,4501 kWh.m^{-3} para o modelo 1 e 0,5851 kWh.m^{-3} para os modelos 2 e 3. No UASB resultou a disponibilidade de 1,3318 kWh.m^{-3} para o modelo 1, 1,4668 kWh.m^{-3} para os modelos 2 e 3 e 0,8819 kWh.m^{-3} para o modelo 4. No modelo 3, a energia gerada na gaseificação devido ao afluente 2,0930 kWh.m^{-3} , devido ao lodo algáceo, 3,1444 kWh.m^{-3} , resultando no UASB 5,2374 kWh.m^{-3} . De forma análoga, No modelo 3, a energia gerada na gaseificação devido ao afluente 2,0934 kWh.m^{-3} , devido ao lodo algáceo, 32,6872 kWh.m^{-3} , resultando no UASB 4,7806 kWh.m^{-3} . A disponibilidade energética do sistema foi de 1,3318 kWh.m^{-3} para o modelo 1, 1,4668 kWh.m^{-3} para o modelo 2, 6,7041 kWh.m^{-3} e de 5,6625 kWh.m^{-3} para o modelo 4. Nota-se o aumento da disponibilidade energética devido a gaseificação nos modelos 3 e 4 de 357,07 % e 548,11 % comparando com modelos sem esses processo. No modelo 3 o lodo algáceo é responsável por 39,89 % na geração de energia no UASB, 60,04 % na gaseificação e 55,63 % no sistema. No modelo 4, o lodo algáceo é responsável por 56,21 % na geração da energia na gaseificação e 47,46 % no sistema.

3.4.4 Uso de energia no sistema

A carga do DQO originada do afluente foi calculada em 0,1037 kg.d^{-1} para todos os modelos enquanto que a carga equivalente do lodo algáceo foi de 0,1042 kg.d^{-1} para os modelos 1 a 3 e de 0,1037 kg.d^{-1} para o modelo 4. O gasto de energia devido a

parcela do afluente foi de 0,1021 kWh.m⁻³ para todos os modelos e 0,1026 kWh.m⁻³ para os modelos 1 a 3, devido ao lodo algáceo no UASB. As parcelas referente ao gasto de energia no UASB devido ao afluente e o lodo algáceo foram de 0,2046 kWh.m⁻³ para os modelos 1 a 3 e 0,1021 kWh.m⁻³ para o modelo 4. No modelo 3, a energia utilizada na gaseificação consome no UASB devido ao afluente 1,3793 kWh.m⁻³, devido ao lodo algáceo, 2,0722 kWh.m⁻³, resultando no UASB 3,4514 kWh.m⁻³. No modelo 4, a energia utilizada na gaseificação consome no UASB devido ao afluente 1,3796 kWh.m⁻³, devido ao lodo algáceo, 1,7709 kWh.m⁻³, resultando no UASB 3,1504 kWh.m⁻³.e 24,78 kWh.m⁻³ para o modelo 4. Isso resulta que os modelos 1 e 2 têm gastos de energia no valor de 1,4811 kWh.m⁻³, modelo 3 de 28,77 kWh.m⁻³ e modelo 4 de 25,52 kWh.m⁻³. No modelo 3: o sistema tem aumento na uso para gerar energia de 1.686,52 % devido a gaseificação, sendo o lodo algáceo responsável por consumir 60,04 % da energia consumida. No modelo 4 o aumento é de 3.070, 59 %, comparado com sistema sem gaseificação e sendo o lodo algáceo é responsável por consumir 56,21 % da energia.

3.4.5 Energia de Retorno sobre o Investimento – EROI

O valor do EROI para o UASB com a alimentação do efluente foi de 8,46 para todos os modelos. De forma semelhante com a participação do lodo algáceo gerado na LAT, os valores do EROI foram de 4,39 para o modelo 1 e de 5,70 para os modelos 2 e 3. A adição do CO₂ na LAT gera aumento de 30,00 % no valor do EROI do sistema devido ao lodo algáceo nos modelos 2 e 3. O reator UASB sendo alimentado pelo afluente e pelo lodo algáceo, os valores do EROI foram de 6,51; 7,17; 7,17 e 8,64 para os modelos 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As parcelas do EROI referente à gaseificação nos modelos 3 e 4 foram de 1,52. Considerando os sistemas para os modelos em estudo, os valores do EROI foram de 6,51, 7,17, 1,73 e 1,74.

3.5 CONCLUSÃO

O modelo 4 para tratamento de esgoto composto de tecnologias como o aumento da geração do metano no UASB devido ao lodo algáceo removido e coletado do efluente, a adição do CO₂ na LAT e a gaseificação do lodo composto é o recomendado por resultar 26 % maior disponibilidade energética do que o modelo 2 e aproximadamente o dobro dos modelos 1 e 2 e por ter valor EROI maior do que o modelo 4. Essas tecnologias são positivas e recomendadas, conforme comprovado pelos valores obtidos nos EROI's. A participação do lodo algáceo no UASB aumenta a geração de energia em 33,80 % para o modelo 1 e em 39,90 %, para os modelos 2 e 3, e com aumento do consumo de 50,12 % para a energia gerada. A adição do CO₂ na LAT impacta no aumento em 30,00 % na produção do metano na LAT e o aumento de 10,14 % na energia disponibilizada no sistema. A gaseificação dos lodos é uma aplicação ambientalmente viável por resultar em saldo de energia disponível e material de descarte composto de granulado e fuligem. É recomendada a inclusão da gaseificação em sistemas de tratamento de esgoto, podendo ser externo e compartilhado.

4 REFERÊNCIAS

ABNT. **ABNT NBR 10004:2004** Resíduos Sólidos - Classificação. ABNT NBR 10004. Rio de Janeiro: 77 p, 2004.

ABNT. **ABNT.NBR 11956:1990**. Coque - Determinação do poder calorífico superior - Método de ensaio. Rio de Janeiro. ABNT: 6 p, 1990.

ABNT. **ABNT NBR ISO 15799:2011**. Qualidade do solo — Guia para caracterização ecotoxicológica de solos e materiais de solo. Rio de Janeiro. ABNT: 42 p, 2011.

ABOU-SHANAB, R. A. I. *et all*. Microalgael species growing on piggery wastewater as a valuable candidate for nutrient removal and biodiesel production. **Journal of Environmental Management**, v. 115, n. 0, p. 257-264, 1/30/ 2013. ISSN 0301-4797..

ABOU-SHANAB, R. A. I. *et all*. Characterization and identification of lipid-producing microalgae species isolated from a freshwater lake. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 7, p. 3079-3085, 7// 2011. ISSN 0961-9534.

AGENCY, E. E. E. **Atmospheric Emission Inventory Guidebook**. EMEP/CORINAIR, J. Copenhagen: EEA European Environment Agency 2001.

AGRAWAL, A.; CHAKRABORTY, S. A kinetic study of pyrolysis and combustion of microalgae *Chlorella vulgaris* using thermo-gravimetric analysis. **Bioresource Technology**, v. 128, n. 0, p. 72-80, 2013. ISSN 0960-8524..

AHMAD, A. L. *et all*. Microalgae as a sustainable energy source for biodiesel production: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 584-593, 1// 2011. ISSN 1364-0321.

AHRENFELDT, J. T., TOBIAS P. HENRIKSEN, ULRİK CLAUSEN, LASSE R. Biomass gasification cogeneration – A review of state of the art technology and near future perspectives. **Applied Thermal Engineering**, v. 50, n. 2, p. 1407-1417, 2// 2013. ISSN 1359-4311..

AL-SHAYJI, Y. A. *et all*. Production and separation of algae in a high-rate ponds system. **Environment International**, v. 20, n. 4, p. 541-550, // 1994. ISSN 0160-4120.

ALAKANGAS, E.; VALTANEN, J.; LEVLIN, J.-E. CEN technical specification for solid biofuels—Fuel specification and classes. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, n. 11, p. 908-914, 11// 2006. ISSN 0961-9534.

ALCÁNTARA, C., GARCÍA-ENCINA, P. A., MUÑOZ, R. Evaluation of mass and energy balances in the integrated microalgae growth-anaerobic digestion process. **Chemical Engineering Journal**, Volume 221, 2013, 238-246.

ALGHURABIE, I. K. *et al.* Fluidized bed gasification of Kingston coal and marine microalgae in a spouted bed reactor. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 91, n. 9, p. 1614-1624, 9// 2013. ISSN 0263-8762.

ALMEIDAFILHO, O. P. Cesan - **Lagoas disponibilizadas: seleção e priorização**. Ufes. 2015.

ALMEIDAFILHO, O. P. Poder Calorífico Superior (PCS) de materiais: procedimento de ensaio. UFES. 2015.

ALMEIDAFILHO, O. P. ETE Barcelona: monitoramento da qualidade das águas residuais e controle operacional. 2016.

ANTUNES, R., SILVA, I. Utilização de algas para produção de biocombustível. INPI. Rio de Janeiro: INPI Instituto Nacional de Propriedade Industrial 2010.

APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), A. W. W. A. A., AMERICAN WATER ENVIRONMENT FEDERATION (AWEF). e 2012. Washington DC. 2012.

ARBIB Z., R. J., DÍAZ P. A., PÉREZA C. G., BARRAGANA J., JOSÉ A. P. . Effect of pH control by means of flue gas addition on three different photo-bioreactors treating urban wastewater in long-term operation. . **Ecological Engineering**, v. 57, p. 226–35, 2013.

ARESTA, M.; DIBENEDETTO, A.; BARBERIO, G. Utilization of macro-algae for enhanced CO₂ fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study. **Fuel Processing Technology**, v. 86, n. 14–15, p. 1679-1693, 10// 2005. ISSN 0378-3820..

BABICH A., S. D., FERNANDEZ M. . Charcoal behavior by its injection into the modern blast furnace. **ISIJ**, v. 50, n. (1), p. 81-88, 2010.

BARGIGLI, S.; RAUGEI, M.; ULGIATI, S. Comparison of thermodynamic and environmental indexes of natural gas, syngas and hydrogen production processes. **Energy**, v. 29, n. 12–15, p. 2145-2159, 10// 2004. ISSN 0360-5442.

BARISANO, D. *et al.* Steam/oxygen biomass gasification at pilot scale in an internally circulating bubbling fluidized bed reactor. **Fuel Processing Technology**, v. 141, Part 1, p. 74-81, 1// 2016. ISSN 0378-3820.

BARRETO, J. F., RENDEIRO, G, NOGUEIRA, M. . **Combustão e gaseificação de biomassa sólida**. Brasília: MME Ministério de Minas e Energia., 2008.

BEAL, C. M. A., S. S., CAREY, W. K., STUART, M. C., HALIL, B., RAJENDRA, P. B., RHYKKA, L. C., MICHAEL, E. W., ROBERT, E. H. . . Energy return on investment for algae biofuel production coupled with wastewater treatment. **Water Environment Research**, v. 92, p. 692–704, 2012.

BECKER, E. W., VENKATARAMAN, L.V. **Biotechnology and Exploitation of Algae - The Indian Approach**. AGENCY FOR TECHNICAL COOPERATION. Eschborn, Germany, 216. p. 1982.

BEHESHTI, S. M.; GHASSEMI, H.; SHAHSAVAN-MARKADEH, R. An advanced biomass gasification–proton exchange membrane fuel cell system for power generation. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, Part 1, p. 995-1000, 1/20/ 2016. ISSN 0959-6526.

BHATNAGAR, A. *et al.* Renewable biomass production by mixotrophic algae in the presence of various carbon sources and wastewaters. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3425-3431, 10// 2011. ISSN 0306-2619..

BORECKI, M., DOROZ, P., SZMIDT, J., KORWIN-PAWLOWSKI, M. L., KOCIUBIŃSKI, A., DUK, M. Sensing method and fiber optic capillary sensor for testing the quality of biodiesel fuel, **IARIA, Proc. Sensordevices** 2013, pp. 19–24

BOUZA-DEAÑO, R.; SALAS-RODRÍGUEZ, J. J. Distribution and spatial variability of sludges in a wastewater stabilization pond system without desludging for a long period of time. **Ecological Engineering**, v. 50, n. 0, p. 5-12, 1// 2013. ISSN 0925-8574..

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430/2011**, de 13 de maio de 2011 - Em: Resoluções, 2011.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae—A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 2, p. 557-577, 2// 2010. ISSN 1364-0321.

BRIDGWATER, A. V. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. **Chemical Engineering Journal**, v. 91, n. 2–3, p. 87-102, 3/15/ 2003. ISSN 1385-8947.

_____. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, n. 0, p. 68-94, 3// 2012. ISSN 0961-9534.

BUTLER, E. *et al.* Fluidised bed pyrolysis of lignocellulosic biomasses and comparison of bio-oil and micropyrolyser pyrolysate by GC/MS-FID. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 103, n. 0, p. 96-101, 9// 2013. ISSN 0165-2370..

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 3// 2013. ISSN 1364-0321.

CALLEJA, G.; SAROFIM, A. F.; GEORGAKIS, C. Effect of char gasification reaction order on bounding solutions for char combustion. **Chemical Engineering Science**, v. 36, n. 5, p. 919-929, // 1981. ISSN 0009-2509..

CASTAING, J. B. *et al.* Investigating submerged ultrafiltration (UF) and microfiltration (MF) membranes for seawater pre-treatment dedicated to total removal of undesirable micro-algae. **Desalination**, v. 253, n. 1–3, p. 71-77, 4// 2010. ISSN 0011-9164.

CENBIO. Comparação entre tecnologias de gaseificação de biomassa existente no Brasil e no exterior e formação de recursos humanos da região norte. . **Cenbio Centro Nacional Referencia de Biomassa** São Paulo, SP. 2002

CHEN, C.-Y. *et al.* Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 71-81, 1// 2011. ISSN 0960-8524.

CHEN G., Z. L., QI Y. . Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review. . **Applied Energy**. , v. 137, p. 282–91, 2015.

CHEN, R. *et al.* Freshwater algal cultivation with animal waste for nutrient removal and biomass production. **Biomass and Bioenergy**, v. 39, n. 0, p. 128-138, 4// 2012. ISSN 0961-9534.

CHEN, Y., CHENG, J. J., CREAMER, K. C. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, Vol., Issue 10, 2008, 4044–4064

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. . Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

CHIOU, Y.-T.; HSIEH, M.-L.; YEH, H.-H. Effect of algal extracellular polymer substances on UF membrane fouling. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 648-652, 1/15/ 2010. ISSN 0011-9164..

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 5// 2007. ISSN 0734-9750.

_____. Biodiesel from microalgae beats bioethanol. **Trends in Biotechnology**, v. 26, n. 3, p. 126-131, 3// 2008. ISSN 0167-7799..

CLARENS, A. F., RESURRECCION, E.P., WHITE, M.A., COLOSI, L.M. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. **Environment Science Technology**, v. 44, p. 1813–1819, 2010.

CLEVELAND C. Net Energy From The Extraction of Oil and Gas in The United States. **Energy**, v. 20., p. 769-78., 2005.

COELHO, P., COSTA, M. **Combustão**. Alfragide, Amadora, PT: Orion, 2012. ISBN 978-972-8620-10-3.

COELHO, S. T., VELÁZQUEZ, S. M. S. G., PECORA, V., ABREU, F. C. Geração de Energia Elétrica A Partir Do Biogás Proveniente Do Tratamento De Esgoto. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), 11., 2006, Rio de Janeiro: Anais do XI Congresso Brasileiro de Energia, 2006. p. 547-562.

CORNELISSEN, S.; KOPER, M.; DENG, Y. Y. The role of bioenergy in a fully sustainable global energy system. **Biomass and Bioenergy**, v. 41, p. 21-33, 6// 2012. ISSN 0961-9534..

COSTA, J. A. V.; DE MORAIS, M. G. The role of biochemical engineering in the production of biofuels from microalgae. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 2-9, 1// 2011. ISSN 0960-8524.

CPCB, C. P. C. B. **Transport Fuel Quality for the year 2005**. PROBES/78/2000-01. New Delhi 2000.

CZERNIK, S., BRIDGEWATER A. V. . Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. *Energy and Fuels*. **Energy & Fuels**. 18: 590-598 p. 2004.

DANQUAH, M. K., ANG, L., UDUMAN, N., MOHEIMANI, N., FORDE, G.M. Dewatering of microbial culture for biodiesel production: exploring polymer flocculation and tangential flow filtration. . **Technology Biotechnology**, v. 84, 2009.

DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1611-1627, 3// 2010. ISSN 0960-8524..

DE GODOS, I. *et al.* Coagulation/flocculation-based removal of algal–bacterial biomass from piggy wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 923-927, 1// 2011. ISSN 0960-8524..

DEBOWSKI, M. *et al.* Algal biomass as an alternative substrate in biogas production technologies—Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 27, n. 0, p. 596-604, 11// 2013. ISSN 1364-0321.

DEMIRBAS, A. Combustion characteristics of different biomass fuel. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 30, n. (2), p. 219-30, 2004.

_____. Oil products from masses and algae via pyrolysis. . **Energy Sources**, v. Part A 28, p. 933–940., 2006.

DEMIRBAS, M. F. Biofuels from algae for sustainable development. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3473-3480, 2011. ISSN 0306-2619..

DEMIRBAS, M. F.; BALAT, M.; BALAT, H. Potential contribution of biomass to the sustainable energy development. **Energy Conversion and Management**, v. 50, n. 7, p. 1746-1760, 7// 2009. ISSN 0196-8904.

DINIZ, J. Conversão Térmica de casca de arroz à baixa temperatura: produção de bioóleo e resíduo sílico carbonoso adsorvente. . 2005. (PhD in Chemistry). PPGQ, UFSM, Santa Maria.

DISMUKES, G. C. et al. Aquatic phototrophs: efficient alternatives to land-based crops for biofuels. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 19, n. 3, p. 235-240, 6// 2008. ISSN 0958-1669..

DONG, L. *et all.* An advanced biomass gasification technology with integrated catalytic hot gas cleaning: Part I. Technology and initial experimental results in a lab-scale facility. **Fuel**, v. 108, n. 0, p. 409-416, 6// 2013. ISSN 0016-2361.

DONG, L. et all., Potential approaches to improve gasification of high water content biomass rich in cellulose in dual fluidized bed. **Fuel Processing Technology**, v. 91, n. 8, p. 882-888, 8// 2010. ISSN 0378-3820.

DUQUE, J. V. F. Um novo processo para craqueamento térmico: produção de hidrocarboneto com alto valor agregado a partir de resíduos de polietileno. 2013. (Mastre of Scencie). PPGEM, UFES, Vitória, ES.

EDDY, M. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse**. 3ª Ed. 1991.

ELLER, C. M. Caracterização dos components traços efluentes no aproveitamento energético do biogás gerado em Reator UASB no tratamento de esgoto doméstico. . 2013. (Master of Science). PPGEA, UFES, Vitória.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011

FAGERNÄS, L. et al. Drying of biomass for second generation synfuel production. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 9, p. 1267-1277, 9// 2010. ISSN 0961-9534.

FELIZATTO, M. R. Reuso de água em piscicultura no Distrito Federal: potencial para pós-tratamento de águas residuárias associadas à produção de pescado. 2000. 186 (Mestrado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental UNB, Brasília, DF.

FERRARI, G. F. Pós-Tratamento do Efluente de Lagoa Facultativa Primária Através da Utilização de Coagulantes Metálicos e Polímeros. 2004. (Master's thesis). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFES, Vitória, Brazil.

FOLGUERAS, M. B. *et all.* Thermogravimetric analysis of the co-combustion of coal and sewage sludge. **Fuel**, v. 82, n. 15–17, p. 2051-2055, 10// 2003. ISSN 0016-2361.

FRIEDL, A., PADOUVAS, E., ROTTER, H., VARMUZA, K. Prediction of heating values of biomass fuel from elemental composition., 2005.

FRIEDMAN, A. A. E. A. Algae separation from oxidation pond effluents. **Water Pollution Control Federation**, n. (0), p. 111-119, 1977.

FRIGON, J. C., MEHTA P., GUIOT S. R. Impact of mechanical, chemical and enzymatic pre-treatments on the methane yield from the anaerobic digestion of switchgrass. **Biomass and bioenergy** 36 (2012)

GARCÍA-QUESADA, J. C.; CATALÁ, L.; MARCILLA, A. Comments on "Thermogravimetric analysis of microalgae combustion under different oxygen supply concentrations" *Appl. Energy* 88 (2011) 3189–3196). **Applied Energy**, v. 93, n. 0, p. 212-214, 5// 2012. ISSN 0306-2619.

GE, H. *et al.* Biomass gasification using chemical looping in a 25 kWth reactor with natural hematite as oxygen carrier. **Chemical Engineering Journal**, v. 286, p. 174-183, 2/15/ 2016. ISSN 1385-8947..

GE, S.; CHAMPAGNE, P. Nutrient removal, microalgal biomass growth, harvesting and lipid yield in response to centrate wastewater loadings. **Water Research**, v. 88, p. 604-612, 1/1/ 2016. ISSN 0043-1354..

GRANADOS, M. R. *et al.* Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae. **Bioresource Technology**, v. 118, n. 0, p. 102-110, 8// 2012. ISSN 0960-8524..

GRIERSON, S.; STREZOV, V.; SHAH, P. Properties of oil and char derived from slow pyrolysis of *Tetraselmis chui*. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 17, p. 8232-8240, 9// 2011. ISSN 0960-8524.

GROBBELAAR, J. U. Open semi-defined systems for outdoor mass culture of algae. **Wastewater for aquaculture**. Bloemfontein, South Africa: UOFS Publications: 24 p. 1981.

GUDE, V.G. A New Perspective on Microbiome and Resource Management in Wastewater Systems, *Journal of Biotechnology and Biomaterials* 5: 184. doi:10.4172/2155-952X.1000184, 2015

HACKENBERGER, J. S., ARCEIVALA, J. Wastewater treatment and disposal. . In: INC, M. D., *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, , 1981. p.895–896.

HENDERSON, R. K., PARSONS, S.A., JEFFERSON, B. Successful removal of algae through the control of zeta potential. . **Sep. Science Technology**., v. 43, p. 1653–1666., 2008.

HEUN, M., WIT, M., . Energy Return on (Energy) Invested (EROI), Oil Prices, and Energy Transition. **Energy policy**., v. 40, p. 147-58, 2012.

HOBBS M. L., R. P. T., SMOOT L. D. Combustion and gasification of coals in fixed-beds. **Progress Energy Combustion Science** v. 19, n. (6), p. 505–86., 1993.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 11// 2009. ISSN 0960-8524..

HOSSEINI, M.; DINCER, I.; ROSEN, M. A. Steam and air fed biomass gasification: Comparisons based on energy and exergy. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 21, p. 16446-16452, 11// 2012. ISSN 0360-3199..

HU Y., H. C., WANG J., FENG, L., POISSON, A., Energy Return On Investment (EROI) of China's Conventional Fossil Fuels: Historical and Future Trends. **Energy**, p. 1-13., 2013.

HU, Z.; MA, X.; LI, L. The characteristic and evaluation method of fast pyrolysis of microalgae to produce syngas. **Bioresource Technology**, v. 140, n. 0, p. 220-226, 2013. ISSN 0960-8524..

HUNG, M. T.; LIU, J. C. Microfiltration for separation of green algae from water. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 51, n. 2, p. 157-164, 8/15/ 2006. ISSN 0927-7765.

IDRIS S. S., R. N. A., ISMAIL K. . Combustion characteristics of Malaysian oil palm biomass, sub-bituminous coal and their respective blends via thermogravimetric analysis (TGA). . **Bioresource Technology**, v. 123., p. 581–91., 2012.

IEA, I. E. A.-. **World Energy Outlook 2013**. OECD/IEA. Paris., p.708. 2013. (978-92-64-20130-9)

JENSEN, V., K. Biomassa algal gerada em uma lagoa de estabilização facultativa: separação em malha geotêxtil e produção de biogás. 2014.(Master of Science). Programa de Engenharia Ambiental,, UFRJ, Rio de Janeiro.

Jl, M.-K. *et all*. Cultivation of microalgae species in tertiary municipal wastewater supplemented with CO₂ for nutrient removal and biomass production. **Ecological Engineering**, v. 58, n. 0, p. 142-148, 9// 2013. ISSN 0925-8574.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos., 6ª edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011

KANDLIKAR M, R. G. The causes and consequences of particulate air pollution in urban India: a synthesis of the science. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 25, p. 629–84., 2000.

KERN, S.; PFEIFER, C.; HOFBAUER, H. Gasification of wood in a dual fluidized bed gasifier: Influence of fuel feeding on process performance. **Chemical Engineering Science**, v. 90, n. 0, p. 284-298, 3/7/ 2013. ISSN 0009-2509..

KHAN, A. A. G., R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232-51, 10// 2011. ISSN 0921-3449..

KHOO, H. H. *et all*. Bioenergy co-products derived from microalgae biomass via thermochemical conversion – Life cycle energy balances and CO₂ emissions. **Bioresource Technology**, v. 143, n. 0, p. 298-307, 9// 2013. ISSN 0960-8524. D.

KIRKELS, A. F.; VERBONG, G. P. J. Biomass gasification: Still promising? A 30-year global overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 471-481, 1// 2011. ISSN 1364-0321.

KLAUTAU, J. V. P. Análise Experimental de uma Fornoalha a Lenha de Fluxo Cocorrente Para Secagem de Grãos. 2008. (Master of Science). PPGERHA, UFPR, Curitiba.

KLEINERT, M., BARTH, T. Towards a lignocellulosic biorefinery: direct one-step conversion of lignin to hydrogen-enriched biofuel. **Energy Fuels**, 22: 1371–1379. p. 2008.

KOTHANDARAMAN, V., EVANS, R. Removal algael from waste stabilization ponds effluents - a state of the art. 2006

KRUG E. B. M., H. J. N., ILLENBRAND T., HIESSL H. . Integration of Microalgae Systems at Municipal Wastewater Treatment Plants: Implications for Energy and Emission. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 11505–14, 2012.

LAMPARELLI, M., C.,. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. (Doctor's Thesis). Departamento de Ecologia, USP, São Paulo, Brazil.

LARDON L., H. A., SIALVE B., BERNARD STEYER J. Life-cycle assessment of biodiesel production from microalgae. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 6475–81, 2009.

LAURENS, L. M. L. Q., M.; WYCHEN, S.V.; TEMPLETON, D. W.; WOLFRUM, E. F. . Accurate and reliable quantification of total microalgael fuel potential as fatty acid methyl esters by in situ transesterification. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 403, p. 167–178, 2012.

LEE, U.; BALU, E.; CHUNG, J. N. An experimental evaluation of an integrated biomass gasification and power generation system for distributed power applications. **Applied Energy**, v. 101, p. 699-708, 1// 2013. ISSN 0306-2619.

LEITÃO, R. C. V. H., A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p. 1105-1118, 6// 2006. ISSN 0960-8524.

LEW, B., ; LUSTIG, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M.;. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4921-4924, 4// 2011. ISSN 0960-8524.

LI, L. P., G.; . A Universal Method for Flocculating Harmful Algael Blooms in Marine and Fresh Waters Using Modified Sand. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. (9), p. 4555–4562, April 15, 2013 2013.

LI, X. T. *et all.* Biomass gasification in a circulating fluidized bed. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, n. 2, p. 171-193, 2// 2004. ISSN 0961-9534..

LI, Y. H., M.; WU, N.; LAN, C. Q.; DUBOIS-CALRO, N. **Biofuels fom microalgae**. Biotechnology. 24: 815-820 p. 2008.

LIM, J. S. *et all.* A review on utilization of biomass from rice industry as a source of renewable energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 5, p. 3084-3094, 6// 2012. ISSN 1364-0321..

LIN, T. *et all.* Combined effects of carbonate alkalinity and pH on survival, growth and haemocyte parameters of the Venus clam *Cyclina sinensis*. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 35, n. 2, p. 525-531, 8// 2013. ISSN 1050-4648.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, D. *et all.* Kinetic analysis and thermal characterization of the microalgae combustion process by thermal analysis coupled to mass spectrometry. **Applied Energy**, v. 114, p. 227-237, 2// 2014. ISSN 0306-2619..

LORA, E. E. S.; NASCIMENTO, M. R. N. Geração termoelétrica: planejamento, projeto e operação, volume 1. Rio de Janeiro, RJ.: Interciência, 2004. ISBN 85-7193-105-4.

LORA, E. E. S. V., O. J. Biocombustível, volume 1. Rio de Janeiro, RJ.: Interciência, 2012. ISBN 978-85-7193-228-9.

MARTINS, M. F., SALVADOR, S., THOVERT, J. F., DEBENEST, G. Co-current combustion of oil shale – Part 1: Characterization of the solid and gaseous products. **Fuel**, v. 89, n. 1, p. 144–51, 2010.

MCKENDRY, P. Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. **Bioresource Technology**, v. 83, n. 1, p. 47-54, 5// 2002a. ISSN 0960-8524.

_____. Energy production from biomass (part 3): gasification technologies. **Bioresource Technology**, v. 83, n. 1, p. 55-63, 5// 2002b. ISSN 0960-8524..

MILNE, T. A.; EVANS, R. J.; NAGLE, N. Catalytic conversion of microalgae and vegetable oils to premium gasoline, with shape-selective zeolites. **Biomass**, v. 21, n. 3, p. 219-232, // 1990. ISSN 0144-4565.

MMA - PNUD, 2010. Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável..pdf

MOHAN, D. P., J.; STEELE, PH. . Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy and Fuels**. 20: 849-859 p. 2006.

MOHN, F. H. Experiences and strategies in the recovery of biomass from mass cultures of microalgae. **Algae Biomass**., Amsterdam, p. 547–571, 1980.

MOHN, F. H., SOEDER, C.J. Improved technologies for harvesting and processing of microalgae and their impact on production costs. . **Arch. Hydrobiol. Bech.**, v. 11, p. 228–253, 1978.

MOLINA GRIMA, E. *et al.* Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. **Biotechnology Advances**, v. 20, n. 7–8, p. 491-515, 1// 2003. ISSN 0734-9750..

MONDAL, P.; DANG, G. S.; GARG, M. O. Syngas production through gasification and cleanup for downstream applications — Recent developments. **Fuel Processing Technology**, v. 92, n. 8, p. 1395-1410, 8// 2011. ISSN 0378-3820.

MONHOL, F. A. F. Uma contribuição experimental aos fundamentos da propagação de uma frente de combustão em meio poroso. 2015. (Master's). Proprama de Pós Graduação em Engenharia Mecânica., UFES Universidade Federal do Espírito Santo., Vitória, ES.

MONHOL, F. A. F., PRETTI, J. N. . Concepção e calibração de uma célula de combustão minuciosamente instrumentada para a análise da conversão de resíduos sólidos como fonte alternativa de energia. 2013. 99 (Graduation). Departamento de Engenharia Mecânica, UFES, Vitória, ES.

MORAINE, R., SHELEF, G., SANDBANK, E., BAR MOSHE, Z., SCHWARBARD, L. Recovery of sewage borne algae: flocculation and centrifugation techniques. **Algae Biomass.**, 1980.

MORAIS, M. R. S., O; FREITAS, K. T.; RODRIGUES, M.; SANTOS, E. C.S.; SOUZA, R. C. R. . Obtenção de briquetes de carvão vegetal de cascas de arroz utilizando baixa pressão de compactação. . **Encontro de Energia no Meio Rural.**, 2006.

MOSTERT, E. S.; GROBBELAAR, J. U. The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. **Biomass**, v. 13, n. 4, p. 219-233, // 1987. ISSN 0144-4565.

MUTANDA, T., RAMESH, D., KARTHIKEYAN, S., KUMARI, S., ANANDRAJ, A., BUX, F. Bioprospecting for hyper-lipid producing microalgal strains for sustainable biofuel production. **Bioresource Technology** 102 (2011) 57–70

NYOMI UDUMAN, Y. Q., MICHAEL K. DANQUAH, GARETH M. FORDE, AND ANDREW HOADLEY Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 2, 2010.

NZIHOU, J. F; HAMIDOU, S; BOUDA, M; KOULIDIATI, J; SEGDA, B. G. Using Dulong and Vandreak Formulas to Estimate the Calorific Heating Value of a Household Waste Model. **International Journal of Scientific & Engineering Research**. Volume 5, Issue 1, 2014, ISSN 2229-5518 IJSER.

OHLEMILLER, T. J. **SFPE Handbook of Fire Protection Engineering**. 2 Ed. . Massachusetts.: DINENNO, P. J., 2002. 200–210.

OLIVEIRA, L. F. G., R. F. . Principais tecnologias empregadas no polimento de efluente de lagoa de estabilização. XX ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, Rio de Janeiro, Brazil. ABES.

OSWALD, W. J. Microalgae and wastewater treatment. **Microalgal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University press. 1988.

PACKER. Algal culture of carbon dioxide; biomass generation as a tool for greenhouse gas mitigation with reference to New Zealand energy strategy and policy. **Energy Policy**, v. 37, p. 3428–37, 2009.

PAPA FRANCISCUS, J. M. B. **Laudato Si'**. Vaticano: Vatican: Libreria Editrice Vaticana 2015.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6637-6649, 12/15/ 2011. ISSN 0043-1354..

PARK, J. B. K. C., R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35-42, 1// 2011. ISSN 0960-8524..

PATE, R.; KLISE, G.; WU, B. Resource demand implications for US algae biofuels production scale-up. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3377-3388, 10// 2011. ISSN 0306-2619..

PAULA, L. E. D. R. E. *et all*. Characterization of residues from plant biomass for use in energy generation. **CERNE**, v. 17, p. 237-246, 2011. ISSN 0104-7760.

PECORA, V. Implantação de uma Unidade Demonstrativa de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento do Esgoto Residencial da USP – Estudo de Caso. . 2006. 152 (Mestrado). Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia., USP, São Paulo.

PEREIRA, E. G. *et all*. Sustainable energy: A review of gasification technologies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 4753-4762, 9// 2012. ISSN 1364-0321..

PEROVANO, T. G.; FORMIGONI, L. P. A. Geração de energia a partir de Subprodutos do Tratamento de Esgotos Sanitários. Trabalho de Conclusão de Curso; Engenharia Ambiental; Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2011,101p.

PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 17-25, 1// 2011. ISSN 0960-8524..

POSADAS, E. M., M.; GOMEZ, C.; ACIÉN, F. G.; MUÑOZ, R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 4/1/ 2015. ISSN 1385-8947..

RAHUL, R. *et al.* Cationic inulin: A plant based natural biopolymer for algal biomass harvesting. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 72, p. 868-874, 1// 2015. ISSN 0141-8130.

RAMACHANDRA, T. V. A., B.; SUPIYA, G. Biofuel prospect of microalgal community in urban wetlands. **Journal of Environmental Protection**, v. 1, p. 54-61, 2011.

RAMACHANDRA, T. V. D. M., MAHAPATRA; SHILPI, SAMANTRAY; JOSHI, N. V. Algal biofuel from urban wastewater in India: Scope and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 21, n. 0, p. 767-777, 5// 2013. ISSN 1364-0321.

RAMACHANDRA, T. V. M., D. M.; KAETHICK, B.; GORDON, R. Milking diatoms for sustainable energy: biochemical engineering versus gasoline-secreting diatom solar panels. **Industrial and Engineering Chemistry Research**. 48: 8769-8788 p. 2009.

RAMACHANDRA, T. V. M., D.; MAHAPATRA, S.; SAMANTRAY; JOSHI, N. V. Algal biofuel from urban wastewater in India: Scope and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 21, n. 0, p. 767-777, 5// 2013. ISSN 1364-0321.

RAUGEI, M. *et al.* Rebuttal: "Comments on 'Energy intensities, EROIs (energy returned on invested), and energy payback times of electricity generating power plants' – Making clear of quite some confusion". **Energy**, v. 82, p. 1088-1091, 3/15/ 2015. ISSN 0360-5442..

RAWAT, I. *et al.* Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3411-3424, 10// 2011. ISSN 0306-2619..

RAZZAK, S. A. H., M. M.; LUCKY, R. A.; BASSI, A. S.; DE LASA, H.; . Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 27, p. 622-653, 11// 2013. ISSN 1364-0321. >.

REHMAN, M. R., N. ; SAIF, A.; MAHMOOD, T.; HAN, J.;. Potential of bioenergy production from industrial hemp (*Cannabis sativa*): Pakistan perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 18, p. 154-164, 2// 2013. ISSN 1364-0321.

REIS, J. T. E. M., A. S. F. Amônia em efluentes e mananciais de água doce - uma avaliação dos limites impostos pelo CONAMA. **20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. AMBIENTAL, A.-A. B. D. E. S. E.: Anais do Congresso (CD-Rom): 2438-2447 p. 1999.

RICHMOND, A. **Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology**. Blackwell Science Ltd., 2004.

ROCHA, M. L. A. F. Remoção de algáceas, nutrientes e coliformes de efluentes de lagoas de estabilização facultativas em operação no Espírito Santo através de coagulação – floculação – decantação em escala de laboratório. 2000. (Master's Thesis). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFES, Vitória, Brazil.

ROKNI, M. Thermodynamic analyses of municipal solid waste gasification plant integrated with solid oxide fuel cell and Stirling hybrid system. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 40, n. 24, p. 7855-7869, 6/29/ 2015. ISSN 0360-3199.

ROSA, A.P.C.; CARVALHO, L.F.; GOLDBECK, L.; COSTA, J.A.V. Carbon dioxide fixation by microalgae cultivated in open bioreactors. **Energy Conversion and Management**, v. 52, n. 8-9, p. 3071-3073, 2011.

ROSSI, N. *et all*. Harvesting of Cyanobacterium Arthrospira Platensis Using Organic Filtration Membranes. **Food and Bioproducts Processing**, v. 82, n. 3, p. 244-250, 9// 2004. ISSN 0960-3085.

ROSSI, N., PETIT, I., JAOUEN, P., LEGENTILHOMME, P., DEROUINIOT M. Harvesting of Cianobacterium Arthrospira platensis using organic filtration membrane. **Food Bioproducts Process**, v. 82, p. 244–250, 2005.

ROSSIGNOL, N. *et all*. Membrane technology for the continuous separation microalgae/culture medium: compared performances of cross-flow microfiltration and ultrafiltration. **Aquacultural Engineering**, v. 20, n. 3, p. 191-208, 8// 1999. ISSN 0144-8609.

SAIDUR, R. *et all*. A review on biomass as a fuel for boilers. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 5, p. 2262-2289, 6// 2011. ISSN 1364-0321..

SALERNO, M. B., PARKB, W., ZUOC, Y, . LOGANC, B. E., Inhibition of biohydrogen production by ammonia. **Water Research**, Volume 40, Issue 6, March 2006, Pages 1167–1172

SCHENK, P. M., THOMAS-HALL, S.R., STEPHENS, E., MARX, U.C., MUSSGNUG, J.H., POSTEN, C., KRUSE, O., HANKAMER, B. Second generation biofuels: high efficiency microalgae for biodiesel production. **Bioenergy Research**, v. 1, p. 20–43, 2008.

SENA, M. F. M. Retorno sobre investimento energético (EROI) da cadeia produtiva do petróleo ultrapesado venezuelano. 2013. Doctor (Doctorate degree.). Coppe, UFRJ., Rio de Janeiro.

SHARMA, S.; SHETH, P. N. Air–steam biomass gasification: Experiments, modeling and simulation. **Energy Conversion and Management**, v. 110, p. 307-318, 2/15/ 2016. ISSN 0196-8904.

SHEEHAN J, D. T., BENEMANN J, ROESSLER P. A look back at the U.S.Department of Energy's Aquatic Species. **National Renewable Energy Laboratory**, U.S. Department of Energy. Golden (CO). 1998

SHELEF, G., AZOV, Y., MOREINE, R., ORON, G. Algae mass production as an integral part of a wastewater treatment and reclamation system. **Algae Biomass.**, 1980.

SHELEF, G., SUKENIK, A., GREEN, M. **Microalgae harvesting and processing: a literature review**. ENERGY, U. D. O. Haifa, Israel.: Research and Development Foundation Ltd. 1984.

SHEN, Y. Y., W.; PEI, Z; , WU, Q.; MAO, E.; . Microalgae Mass Production Methods. **ASABE American Society of Agricultural e Biological Engineers**, v. 53, n. (4), p. 1275-1287, 2009. ISSN 0001-2351 1275.

SHIN, D.; CHOI, S. The combustion of simulated waste particles in a fixed bed. **Combustion and Flame**, v. 121, n. 1–2, p. 167-180, 4// 2000. ISSN 0010-2180.

SHOW, K.-Y.; LEE, D.-J. Chapter 13 - Bioreactor and Bioprocess Design for Biohydrogen Production. In: LARROCHE, A. P.-S. C. C. H. (Ed.). **Biohydrogen**. Amsterdam: Elsevier, 2013. p.317-337. ISBN 978-0-444-59555-3.

SHOW, K.-Y.; LEE, D.-J.; CHANG, J.-S. Algae biomass dehydration. **Bioresource Technology**, v. 135, n. 0, p. 720-729, 5// 2013. ISSN 0960-8524..

SILVA, F. V. M., L. O. Pirólise de biomassa algal proveniente de lagoas de alta taxa aplicada ao tratamento de esgoto sanitário., XV Congresso Brasileiro de Energia, 2013, Rio de Janeiro, Brazil. UFRJ Coppe.

SILVA, M. Aplicação de lodo de estações de tratamento de água como coagulante no polimento final para remoção de fósforo em unidades de tratamento de esgoto. . 2009. (Master of Science). PPTARH, UNB, Brasília.

SINGH, J.; GU, S. Commercialization potential of microalgae for biofuels production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 9, p. 2596-2610, 12// 2010. ISSN 1364-0321. D.

SINGH, R. P. K., G.P.; RATH,S.K., KARMAKAR, N.C.; PANDEY,S.R.; TRIPATHY, T. Biodegradable drag reducing agents and flocculants based on polysaccharides: materials and applications. **Polymer Science Engineering.**, v. 40, n. (1), p. 46–60, 2000.

SINGH, R. P. P., S.; ALI, S.A.;. Novel biodegradable polymeric flocculants based on cationic polysaccharides. **Advanced Materials Letters.**, v. 5, n. (1), p. 24-30, 2014.

SOMERVILLE, M., VANBERKEL, R. The cost of utilizing waste biomass in metallurgical processes. **First CSRP annual conference**, 2007.

SORATANA, K. L., A. E. . Sulfate deficiency stimulates release of dissolved organic matter in synchronous cultures of *scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. 102: 6892–6901 p. 2011.

SOUZA, C. L. Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores. . 2010. (Doctor of Science). PPSMARH, UFMG, Belo Horizonte.

SOUZA, W. G. Associação em série de um reator aneróbio compartimentado, uma lagoa de polimento e um sistema de tratamento físico-químico para tratamento terciário de esgoto sanitário. 2005. (Master's Thesis). Proprama de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFES, Vitória, Brazil.

SRIRANGAN, K. *et all*. Towards sustainable production of clean energy carriers from biomass resources. **Applied Energy**, v. 100, p. 172-186, 12// 2012. ISSN 0306-2619.

SUALI, E.; SARBATLY, R. Conversion of microalgae to biofuel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 6, p. 4316-4342, 8// 2012. ISSN 1364-0321..

SUALI E, S. R. Potential of CO₂ utilization by microalgae in Malaysia. 2010 International conference on environment, 2010.

SUOPAJÄRVI, H.; PONGRÁCZ, E.; FABRITIUS, T. The potential of using biomass-based reducing agents in the blast furnace: A review of thermochemical conversion technologies and assessments related to sustainability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, n. 0, p. 511-528, 9// 2013. ISSN 1364-0321..

THOMANN, R. V. M., J. A. . **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. Prentice Hall., 1997.

TOCK, L.; GASSNER, M.; MARÉCHAL, F. Thermochemical production of liquid fuels from biomass: Thermo-economic modeling, process design and process integration analysis. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 12, p. 1838-1854, 12// 2010. ISSN 0961-9534..

TOMECEK, J. **Coal Combusttion**. Kieger Publishing Company, 1994.

TORRES, H. S. J. Cultivo de microalgas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto. . 2014. (Doctoe of Science). PPGEA, UFES, Vitória.

TSAO GT. Pre-/Posttreatment. Anaerobic digestion of biomass. D. P. Chynoweth and R. 701 Isaacson, **Elsevier Applied Science**, 1987.

TURKMAN, A. S., F. . Algael removal in waste stabilization ponds. Techology and New Development: Photos. **Resea.**: 93–494. p. 1989.

UD DIN, Z.; ZAINAL, Z. A. Biomass integrated gasification–SOFC systems: Technology overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 53, p. 1356-1376, 1// 2016. ISSN 1364-0321.

UDUMAN, N., QI, Y., DANQUAH, M.K., FORDE, G.M., HOADLEY, A. Dewatering of microalgael cultures: a major bottleneck to algae-based fuels. **Journal Renewable Sustainable Energy**, v. 2, 2010. ISSN 0127011–0127015.

UM, B.-H.; KIM, Y.-S. Review: A chance for Korea to advance algae-biodiesel technology. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 15, n. 1, p. 1-7, 1// 2009. ISSN 1226-086X..

UMESH, B. V. Performance of two filtration devices for harvesting of Spirulina algae. **Biotechnology Lett.**, v. 6, p. 309–312, 1984.

VAN DAEL, M. *et all*. A techno-economic evaluation of a biomass energy conversion park. **Applied Energy**, v. 104, n. 0, p. 611-622, 4// 2013. ISSN 0306-2619.

VANDAMME, D. F., I.; MUYLAERT, K.; Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. **Trends in Biotechnology**, v. 31, n. 4, p. 233-239, 4// 2013. ISSN 0167-7799..

VANDAMME, D. F., I; MEESCHAERT, B; MUYLAERT, K. Flocculation of microalgae using cationic starch. **Journal of Applied Phycology** v. 22, n. 4, p. 525-530, 2010.

VANDAMME, D. P., S.; GOIRIS, K.; FOUBERT, I.; PINOY, L.; MUYLAERT, K.; Evaluation of electro-coagulation–flocculation for harvesting marine and freshwater microalgae. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 108, n. 10, p. 2320-2329, 2011.

VERONEZ, F. A. G., R. F. . Produção de biogás em um reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. **Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 6, 2002.

VIEIRA, A. C. **Caracterização da biomassa proveniente de resíduos Agrícolas**. 2012. (Master of Science). Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura., Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. **IWA Publishing**, 2005.

WALTZ, E. Biotech's green gold? **Nature Biotechnology**. 27: 15-18 p. 2009.

WANG, B., LI, Y., WU, N., LAN, C.Q. CO₂ bio-mitigation using microalgae. . **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 79, p. 707–718., 2008.

WANG, B. L., CHR. Q. Biomass production and nitrogen and phosphorus removal by the green algae *Neochloris oleoabundans* in simulated wastewater and secondary municipal wastewater effluent. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 10, p. 5639-5644, 5// 2011. ISSN 0960-8524.

WANG, C., WANG, F, YANG, Q, LIANG, R. . Thermogravimetric studies of the behavior of wheat straw with added coal during combustion. **Biomass Bioenergy** v. 33, p. 50-6, 2009.

WANG, K. *et all.* Fast pyrolysis of microalgae remnants in a fluidized bed reactor for bio-oil and biochar production. **Bioresource Technology**, v. 127, n. 0, p. 494-499, 1// 2013. ISSN 0960-8524..

WERTHER, J. *et all.* Combustion of agricultural residues. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 26, n. 1, p. 1-27, 2// 2000. ISSN 0360-1285.

WESSLER, R. A., AMORIM, S., CAVALLI, V. . Estudo da viabilidade técnica e econômica da utilização de um polímero orgânico natural catiônico em substituição ao sulfato de alumínio convencionalmente utilizado em estações de tratamento de água Assembléia Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. ASSEMAE. Santo André, SP 2003.

WIJFFELS, R. H. B., M. J. An Outlook on Microalgal Biofuels. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 796-799, 2010.

WILKIE, A. C.; MULBRY, W. W. Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. **Bioresource Technology**, v. 84, n. 1, p. 81-91, 8// 2002. ISSN 0960-8524..

WONDRACZEK, L. B., M.; SCHMIDT, M. A.; BORCHARDT, R.; SCHEINER, S.; SEEMANN, B.; SCHWEIZER, P.; BRABEC, C. J.;. Solar spectral conversion for improving the photosynthetic activity in algae reactors. . **Nature Communications** 4., p. 1-6, 2013.

XU, G. *et all.* Efficient gasification of wet biomass residue to produce middle caloric gas. **Particularly**, v. 6, n. 5, p. 376-382, 10// 2008. ISSN 1674-2001..

XU, H., ; MIAO, X.; WU. High quality biodiesel production from a microalga *Chlorella protothecoides* by heterotrophic growth in fermenters. **Journal of Biotechnology**, v. 126, n. (4), p. 499 – 507., 2006.

XU, Y.; PURTON, S.; BAGANZ, F. Chitosan flocculation to aid the harvesting of the microalgae *Chlorella sorokiniana*. **Bioresource Technology**, v. 129, n. 0, p. 296-301, 2// 2013. ISSN 0960-8524..

YAAKOB, Z. K. F. E., A. S. R. S. ABDULLAH, M .S. T. An overview of microalgae as a wastewater treatment. **Jordan International Energy Conference**. . v.4: 620-39. p. 2011.

YAN, F. *et all.* Hydrogen-rich gas production by steam gasification of char from biomass fast pyrolysis in a fixed-bed reactor: Influence of temperature and steam on hydrogen yield and syngas composition. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5633-5637, 7// 2010. ISSN 0960-8524..

ZHANG, X. *et al.* Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5297-5304, 7// 2010. ISSN 0960-8524.

ZHOU, Y. S., L.; YU, G.; ZHANG, Y. A synergistic combination of algal wastewater treatment and hydrothermal biofuel production maximized by nutrient and carbon recycling. **Energy & Environmental Science**, v. 6, n. 12, p. 3765–3779, 2013.

ZHU, L. D. *et al.* Microalgal biofuels: Flexible bioenergies for sustainable development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 30, n. 0, p. 1035-1046, 2// 2014. ISSN 1364-0321.

5 APÊNDICE

BALANÇO DE MASSA E ENERGIA PARA UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR UM REATOR UASB E LAGOA DE ALTA TAXA

5.1 DADOS DE ENTRADA

5.2 CONSIDERAÇÕES

5.3 CÁLCULOS OPERACIONAIS

5.4 UASB BALANÇO DE MASSA

5.5 LAGOA DE ALTA TAXA: BALANÇO DE MASSA

5.6 SISTEMA: ENERGIA GERADA

5.7 SISTEMA: ENERGIA UTILIZADA PARA GERAR

5.8 SISTEMA: BALANÇO DE ENERGIA

5.9 EROI ENERGIA DE RETORNO SOBRE O INVESTIMENTO

5.1 DADOS DE ENTRADA

5.1	Dados de entrada	Símbolo	Modelo 3	Modelo 4	Unidade	Referência
5.1.1	Altura da lâmina d'água na LAT	H	0,45	0,45	m	(Nascimento, 2001)
5.1.2	DQO do afluente	DQO	600	600	mg*L ⁻¹	(von Sperling, 2005)
5.1.3	População	P	20.000	20.000	hab.	Adotado
5.1.4	Vazão do afluente	va	40	40	L*s ⁻¹	Adotado

5.2 CONSIDERAÇÕES

5.2.1	Aumento da produção do lodo algáceo após a adição de CO ₂	APLA	30	30	%	(Park <i>et al.</i> , 2011)
5.2.2	Eficiência de conversão fotossintética da luz máxima	ECF	2,4	2,4	%	(Park <i>et al.</i> , 2011)
5.2.3	Eficiência na captura CH ₄ da DQO removida	ECCH ₄	75	75	%	(Perroti, 2007)
5.2.4	Eficiência na geração de energia elétrica	EGEE	30,0	30,0	%	(Coelho, 2006) <i>apud</i> (Oliveira, 2009)
5.2.5	Eficiência do CH ₄ no gaseificador	ECH ₄ G	34,1	34,1	$\frac{\text{MJ}_{\text{lodo algáceo}}}{\text{MJ}_{\text{CH}_4}}$	(Khoo, 2013)
5.2.6	Eficiência na remoção da DQO:	ERDQO	70	70	%	(von Sperling, 2005)
5.2.7	Eficiência na remoção e coleta do lodo algáceo	ERCLA	90	90	%	(Manger - Krug <i>et al.</i> , 2012); Park <i>et al.</i> , (2010)
5.2.8	Gasto de energia / Kg de DQO	GEDQO	2052	2052	kJ*kg ⁻¹ _{DQO}	(Craggs, 2005)
5.2.9	Percentual do CH ₄ no biogás	PCH ₄ B	70,00	70,00	%	(Percora, 2006)

5.2.10	Percentual do CH ₄ no Singás (gaseificação)	PCH ₄ S	67,5	67,5	%	(Zhao, 2014)
5.2.11	Perdas do CH ₄ (teórico / prático)	PerdCH ₄	25,0	25,0	%	(Pierrotti, 2007)
5.2.12	Poder calorífico do lodo algáceo	PCLA	21	21	$\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$	(Park <i>et al.</i> , 2011)
5.2.13	Poder calorífico do CH ₄	PCCH ₄	12.000	12.000	$\text{kcal}\cdot\text{m}^{-3}$	(Monan, 2013)
5.2.14	Produtividade do CH ₄ na digestão anaeróbia do lodo algáceo	PrCH ₄	21,0	21,0	$\text{L}_{\text{CH}_4}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{SST}}$	(Park <i>et al.</i> , 2011); (Tartakovsky, 2015)
5.2.15	Radiação solar média anual no Brasil	RMS	16,0	16,0	$\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	(Incaper, 2015)
5.2.16	Relação SV/ST do lodo algáceo na digestibilidade anaeróbia	VTLA	70,0	70,0	%	(Andrada, 2005)
5.2.17	Tempo de detenção hidráulica da LAT	TDH	6	6	d	(Nascimento, 2001)

5.3 CÁLCULOS OPERACIONAIS

FÓRMULAS

5.3.1	Vazão <i>per capita</i> do afluente	VCP1	0,0020	0,0020	$\text{L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$	$= V_a/P$
		VCP2	0,1728	0,1728	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$	$= V_{PC1}\cdot 60\cdot 60\cdot 24/1000$
5.3.2	Vazão <i>per capita</i> do afluente no regime permanente	VRP	0,1737	0,1728	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$	$= V_{CP2}\cdot 1,05$

5.4 UASB: BA

5.4.1 AFLUENTE (ENTRADA)

5.4.1.1	DQO _{Rem}	DQOR	420,0000	420,0000	mg*L ⁻¹	= DQO. ERDQO
	DQO _{efl}	DQO E	180,0000	180,0000	mg*L ⁻¹	= DQO – DQOR
5.4.1.2	Captura do biogás e CH4 devido DBO afluente					
	DQO _{rEm CH4}	DQORCH4	315,0000	315,0000	mg*L ⁻¹	= DQOR. ECCH4
	DQO _{rem Lodo}	DQORL	105,0000	105,0000	mg*L ⁻¹	= DQOR – DQORCH4
	BIOGÁS capturado afluente	VBC1	90,2692	90,2692	mL _{Biogás} *L ⁻¹	= $\left(\frac{DQORCH4 * (0,08206 * (273 + 25))}{64} \right) * (1 - (PerdCH4/100))$
		VBC2	15,6765	15,5985	L _{Biogás} *hab ⁻¹ *d ⁻¹	= VBC1. VRP
	CH4 capturado afluente	VAC1	63,1884	63,1884	mL _{CH4} *L _{efl} ⁻¹	= VBC1. PCH4B/100
		VAC2	10,9736	10,9190	L _{CH4} *hab ⁻¹ *d ⁻¹	= VAC1 . VRP
5.4.1.3	CH4 perdas: descarte ou gaseificação	DQOP1	27,0808	27,0808	mL _{CH4} ..L ⁻¹	= VBC1. $\frac{100 - PCH4B}{100}$
		DQOP2	4,6796		L _{CH4} *hab ⁻¹ *d ⁻¹	= DQOP1. VCP2
		DQOP3	93,5911		m ³ *d ⁻¹	= DQPP2. P/1000
5.4.1.4	Lodo UASB: descarte ou gaseificação	L UASB AFL	30,0897	30,0897	mL _{Biogás} *L ⁻¹	= $\left(\frac{DQORL * (0,08206 * (273 + 25))}{64} \right) * (1 - (PerdCH4/100))$

5.4.2 LODO ALGÁCEO (RETORNO)

5.4.2.1	Lodo algáceo (SSV) CH4 capturado: volume	V LAC1	41,9328		mg*L _{CH4} ⁻¹	= LAV2 . PRCH4/100
		V LAC2	7,2822		L _{CH4} *hab ⁻¹ *d ⁻¹	= VLAC1. VRP
5.4.2.2	Lodo algáceo (SSV): descarte	LAD	157,7472		mg*L _{CH4} ⁻¹	= LAV2 – VLAC1

5.4.3 AFLUENTE (ENTRADA) + LODO ALGÁCIO (RETORNO): GERAÇÃO DE ENERGIA

5.4.3	Afluente (DQO) (entrada) + lodo algáceo (retorno) (geração de energia)					
5.4.3.1	Sistema - CH ₄ capturado: afl. (DBO) + lodo algáceo	CH ₄ C L+LA1	105,1212	63,1884	$mL_{CH_4} * L^{-1}_{eff}$	= VAC1 + VLAC1
		CH ₄ CAPL +LA2	18,2558	10,9190	$L_{CH_4} * hab^{-1} * d^{-1}$	= VAC2 + VLAC2
5.4.3.2	UASB Produção de energia: CH ₄	CH ₄ E1	0,0183	0,0109	$m^3 * hab^{-1} * d^{-1}$	=(CH ₄ C L+LA1)/100
		CH ₄ E2	18,2558	10,9190	$L * hab^{-1} * d^{-1}$	= CH ₄ E1 . 100

5.4.4 LODO CONJUNTO: PARA DESCARTE

5.4.4.1	Lodo para descarte ou gaseificação (SSV)	LSV	262,7472	105,0000	$mg * L^{-1}$	= DQORL + LAD
5.4.4.2	Lodo para descarte (SST)	LDES			$mg * L^{-1}$	= LSV . 100 / VTLA
5.4.4.3	Lodo para gaseificação (SST)	LGAS	375,3531	150,0000	$mg * L^{-1}$	= LSV . 100 / (VTLA)

5.5 LAGOA DE ALTA TAXA (LAT): BALANÇO DE MASSA

5.5.1	Lodo algáceo: remoção e coleta	LARC1	18,2857	18,2857	$g * m^{-2} * d^{-1}$	= 10 * DQO . ECF / PCLA
5.5.2	Lodo algáceo: adição de CO ₂	ACO2	5,4857	5,4857	$g * m^{-2} * d^{-1}$	= LARC . APLA / 100
5.5.3	Lodo algáceo após a adição de CO ₂	LARC2	23,7714	23,7714	$g * m^{-2} * d^{-1}$	= LARC1 + ACO2
5.5.4	Lodo algáceo eficiência: após a adição do CO ₂	LARC 3	21,3943	21,3943	$g * m^{-2} * d^{-1}$	= LARC2 . $\frac{ERCLA}{100}$

5.5.5	Cálculo: área de produção algal <i>per capita</i>	APC	2,3155	2,3040	$m^2 \cdot hab^{-1}$	$= TDH.VRP/H$
5.5.6	Lodo algáceo: (SST)	LAT1	49,5389	49,2924	$g_{SST} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1}$	$= LARC3.APC$
		LAT2	285,2571	285,2571	$mg \cdot L^{-1}; g \cdot m^{-3}$	$= LAT1/VRP$
5.5.7	Lodo algáceo: (SSV)	LAV1	34,6772	34,5047	$g_{SSV} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1}$	$= LAT1.VTLA/100$
		LAV2	199,6800	199,6800	$mg \cdot L^{-1}; g \cdot m^{-3}$	$= LAV1/VRP$
5.5.8	Lodo algáceo: (SSF)	LAF1	14,8617	14,7877	$g_{SST} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1}$	$= LAT1 - LAV1$
		LAF2	85,5771	85,5771	$mg \cdot L^{-1}; g \cdot m^{-3}$	$= LAT2 - LAV2$
5.5.9	Produção do metano CH ₄ na LAT (PRCH4LA	7,2822	7,2460	$L_{CH_4} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1}$	$= LAV1.PrCH_4/100$
5.5.10	Produção de biogás	PROD BIOG LA	9,4669	9,4198	$L_{Biogás} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-2}$	$= PRCH4LA + PRCH4LA. (1 - (\frac{PCH4B}{100}))$

5.6 SISTEMA: ENERGIA GERADA

5.6.1	DE:CH4 para o UASB - afluente		DEAF	0,8817	0,8819	kWh.m ⁻³	$= \frac{4,1868.VAC2.PCCH4}{24.3600} \cdot \left(\frac{14}{1000.VRP}\right)$
5.6.2	DE:CH4 para o UASB – lodo algáceo		DELA	0,5851		kWh.m ⁻³	$= (4,1868.VLAC2.PCCH4)/(24.3600) \cdot \left(\frac{14}{1000.VRP}\right)$
5.6.3	DE:CH4 para o UASB – afluente e lodo algáceo		DECJ	1,4668	0,8819	kWh.m ⁻³	= DEAF + DELA
5.6.4	DE: Gaseificação	Afluente	DEGL	2,0930	2,0934	kWh.m ⁻³	$= (4,1868.LGAS.PCCH4.VRP)/(24.3600) \cdot \left(\frac{14}{1000.VRP}\right)$
		Lodo algáceo	DEGLA	3,1444	2,6872	kWh.m ⁻³	$= (4,1868.LAT2.PCH4S.PCCH4.VRP)/(24.3600) \cdot \left(\frac{14}{1000.VRP}\right)$
		Afluente + Lodo algáceo	DEGCJ	5,2374	4,7806	kWh.m ⁻³	= DEGL + DEGLA
5.6.5	Disponibilidade energética do sistema		DES	6,7041	5,6625	kWh.m ⁻³	= DECJ + DEGCJ

5.7 SISTEMA ENERGIA UTILIZADA PARA GERAR

5.7.1	Carga de DQO (afluente)		CDQOA	0,1037	0,1037	kg*d ⁻¹	= $\left(\frac{DBO}{100}\right) \cdot VCP2$
5.7.2	Carga do lodo algáceo		CLA	0,1042		kg*d ⁻¹	= $\left(\frac{DBO}{100}\right) \cdot VRP$
5.7.3	Carga de DQO (afluente + lodo algáceo)		CCJ	0,2079	0,1037	kg*d ⁻¹	= CDQOA + CLA
5.7.4	Energia utilizada no UASB (afluente)		GEL	0,1021	0,1021	kWh.m ⁻³	= $(GEDQO \cdot 1000) \cdot \left(\frac{CDQOA}{86400}\right) \cdot \left(\frac{EGEE}{100}\right) \cdot \left(\frac{14}{1000 \cdot VRP}\right)$
5.7.5	Energia utilizada com o lodo algáceo		GELA	0,1026		kWh.m ⁻³	= $(GEDQO \cdot 1000) \cdot \left(\frac{CLA}{86400}\right) \cdot \left(\frac{EGEE}{100}\right) \cdot \left(\frac{14}{1000 \cdot VRP}\right)$
5.7.6	Energia utilizada com o afluente + lodo algáceo		GECJ	0,2046	0,1021	kWh.m ⁻³	= GEL + GELA
5.7.7.1	Energia utilizada na gaseificação	Lodo UASB	GEA	1,3793	1,3796	kWh.m ⁻³	= $\left(\left(\frac{ProS}{100}\right) \cdot GECJ\right) \cdot 0,0485 \cdot \left(\frac{14}{1000 \cdot VRP}\right)$
5.7.7.2		Lodo algáceo	GELA	2,0722	1,7709	kWh.m ⁻³	= $\left(\frac{100 - ECH4G}{100}\right) \cdot DEGLA$
5.7.7.3		Lodo conjunto	GEG	3,4514	3,1504	kWh.m ⁻³	= GEA + GELA
5.7.8	Energia utilizada para a geração do sistema		GES	3,6561	3,2525	kWh.m ⁻³	= GECJ + GEG

5.8 SISTEMA: BALANÇO DA ENERGIA

5.8.1	Energia GERADA pelo sistema	EG	6,7041	5,6625	kWh.m ⁻³	$= DES$
5.8.2	Energia UTILIZADA para a geração do sistema	EU	26,4607	23,4217	kWh.m ⁻³	$= GES$
		EUp	54,5345	57,4394	%	$= 100 * \left(\frac{EU}{EG} \right)$
5.8.3	Energia DISPONÍVEL no sistema	ED	3,0481	2,4100	kWh.m ⁻³	$= EG - EU$
		EDp	45,4655	42,5512	%	$= 100 \cdot \frac{EG - EU}{EG}$

5.9 EROI

5.9.1	UASB METANO (Afluente)	EROI A	8,64	8,64		= DEAF/GEL
5.9.2	UASB METANO (Lodo algáceo)	EROI L	5,70			= DELA/GELA
5.9.3	UASB METANO (Afluente + lodo algáceo)	EROI CJ	7,17	8,64		= DECJ/GECJ
5.9.4	Gaseificação	EROI G	1,52	1,52		= DEGCJ/GEG
5.9.5	SISTEMA	EROI S	1,83	1,46		= DES/GES